

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ
ТЕХНИЧКИ ФАКУЛТЕТ У БОРУ

Горан М. Бабић

**РАЗВОЈ МОДЕЛА У ФАЗИ ОКРУЖЕЊУ
ЗА ПРАЋЕЊЕ КВАЛИТЕТА
ПОВРШИНСКИХ ВОДА**

Докторска дисертација

Бор, 2019.

UNIVERSITY OF BELGRADE
TECHNICAL FACULTY IN BOR

Goran M. Babić

**DEVELOPMENT OF THE MODEL IN FUZZY
ENVIRONMENT FOR MONITORING OF SURFACE
WATER QUALITY**

Doctoral Dissertation

Bor, 2019.

Ментор:

Проф. др Милован Вуковић, редовни професор, Универзитет у Београду, Технички факултет у Бору

Чланови Комисије:

1. Доц. др Данијела Воза, доцент, Универзитет у Београду, Технички факултет у Бору
2. Проф. др Љиљана Такић, редовни професор, Универзитет у Нишу, Технолошки факултет у Лесковцу

Датум одбране:

Користим ову прилику да се захвалим свом ментору проф. др Миловану Вуковићу на несебичној помоћи, саветима и сугестијама приликом израде ове докторске дисертације. Желим да искажем захвалност и члановима комисије: доц. др Данијели Вози и проф. др Љиљани Такић на стручним саветима и предлозима. Такође, захваљујем се и проф. др Ивани Младеновић-Ранисављевић на корисним сугестијама.

Коначно, али ништа мању захвалност овим путем исказујем и својој породици која је увек била уз мене, мотивисала ме и дала пуну подршку напорима које сам улагао приликом израде ове дисертације.

Посебну захвалност желим да изразим мом оцу Милићу Бабићу – Лемичу, коме од срца и посвећујем ову докторску дисертацију.

Развој модела у фази окружењу за праћење квалитета површинских вода

Сажетак

Циљ ове докторске дисертације је развој модела за праћење квалитета површинских вода који ће омогућити ефективну и ефикасну процену квалитета површинских вода. Предмет истраживања је слив реке Тисе у Србији. О значају реке Тисе говори чињеница да је то највећа притока реке Дунав, „најинтернационалнијег“ речног слива у свету. Ово истраживање обухвата период од 2011. до 2016. године, а за анализу су коришћени јавно доступни подаци Агенције за заштиту животне средине Републике Србије са 11 мерних станица, а који су доступни у форми извештаја *Резултати испитивања квалитета површинских и подземних вода*. Посебна пажња у овој дисертацији, имајући у виду значај одрживог коришћења водних ресурса, посвећена је интегралном управљању водним ресурсима.

Применом методе SWQI је установљено да се квалитет воде реке Тисе (на њеном току кроз Србију) значајно смањује током топлог периода, али и даље остаје у опсегу пожељних вредности које су, према SWQI описном индикатору квалитета, утврђене као добре (72-83) и врло добре (84-89). Анализом груписања (кластер анализом) издвојена су два кластера. Кластер 1 одговара ниско загађеним водним телима и њему припадају и све мерне станице на самом току Тисе, док локације Кластера 2 карактерише висок ниво загађености воде. Резултати до којих се дошло применом техника PCA/FA показали су да до варијација у квалитету воде долази углавном под утицајем растворених соли (из природних извора) и органских супстанци и нутријената из различитих антропогених извора (пољопривредне производње, прехранбене индустрије, испуштања отпадних вода и сл.). Најзад, резултати који су добијени применом методе PROMETHEE су у сагласности са резултатима добијеним коришћењем других техника.

Кључне речи: квалитет воде, површинске воде, мониторинг, слив реке Тисе, интегрално управљање водним ресурсима, Оквирна директива о водама, SWQI, кластер анализа, PCA/FA, PROMETHEE.

Ужа научна област: Инжењерски менаџмент

UDK: 504.5(282.243.742)(497.113)(043.3)

502.175:519.8(043.3)

Development of the model in fuzzy environment for monitoring of surface water quality

Abstract

The aim of this doctoral dissertation is develop of the model for monitoring the quality of surface waters which will enable an effective and efficient assessment of the quality of surface waters. The subject of the research is the Tisa River Basin in Serbia. The significance of the Tisa River is the fact that it is the largest tributary of the Danube River, the "most international" river basin in the world. This research covers the period from 2011 to 2016, and for the analysis, publicly available data of the Environmental Protection Agency of the Republic of Serbia with 11 measuring stations were used, and which are available in the form of the report *Results of the Quality of Surface and Underground Water*. Bearing in mind the importance of sustainable use of water resources, special attention in this doctoral dissertation is dedicated to integrated water resources management.

By applying the SWQI method, it was shown that the quality of water along the Tisa River (on its course through Serbia) significantly decreased during the warm period, but still remains in the range of desirable values that, according to the SWQI descriptive quality indicator, was "good" (72-83) and "very good" (84-89). Cluster analysis separated two clusters. Cluster 1 corresponds to low polluted water bodies and belongs to it and all measured stations at the flow of the Tisza, while cluster 2 sites feature a high level of water pollution. Results from PCA/FA techniques have shown that variations in water quality are mainly influenced by dissolved salts (from natural sources) and organic substances and nutrients from various anthropogenic sources (agricultural production, food industry, wastewater discharges, etc.). Finally, the results obtained with the PROMETHEE method are in agreement with the results obtained using other techniques.

Key words: water quality, surface water, monitoring, Tisa River Basin, Integrated Water Resources Management, Water Framework Directive, SWQI, Cluster analysis, PCA/FA, PROMETHEE

Scientific field: Engineering Management

UDK: 504.5(282.243.742)(497.113)(043.3)

502.175:519.8(043.3)

САДРЖАЈ:

I поглавље

УВОДНА РАЗМАТРАЊА.....	1
1.1. Стање истраживања у области квалитета вода.....	6
1.2. Значај и сложеност предмета истраживања.....	9
1.3. Циљеви истраживања.....	10
1.4. Хипотезе истраживања.....	11
1.5. Научне методе истраживања.....	12
1.6. Очекивани научни допринос.....	14

II поглавље

КОНЦЕПТ ИНТЕГРАЛНОГ УПРАВЉАЊА ВОДНИМ РЕСУРСИМА.....	16
2.1. Развој концепта интегралног управљања водним ресурсима.....	17
2.2. Обележја концепта интегралног управљања водним ресурсима.....	19
2.3. Оквирна директива о водама.....	23
2.3.1. Речни слив као основа за управљење водама.....	25
2.3.2. Разлози увођења Оквирне директиве о води.....	27
2.3.3. Повезаност Оквирне директиве о водама са осталом регулативом.....	30
2.3.4. Повезаност Оквирне директиве с моделом ДПСИР.....	33
2.3.5. Примена ОДВ у будућности.....	34

III поглавље

ОБЕЛЕЖЈА СЛИВА РЕКЕ ТИСЕ.....	36
3.1. Обележја слива Тисе у Србији.....	39
3.2. Значај Потисја за земље басена.....	40
3.3. Извори загађења водних ресурса у сливу Тисе.....	41
3.4. Сарадња земаља у сливу Тисе.....	43

IV поглавље

КВАЛИТЕТ ПОВРШИНСКИХ ВОДА.....	45
4.1. Параметри квалитета воде.....	46
4.1.1. Физичка својства воде.....	46
4.1.2. Хемијска својства воде.....	49
4.2. Класификација природних вода.....	59
4.2.1. Категорије еколошког и хемијског статуса површинских вода.....	60

V поглавље

МЕТОДОЛОШКИ ПРИСТУП	65
5.1. Индексне методе праћења квалитета воде	66
5.2. Мултиваријациона статистичка анализа	69
5.2.1. Анализа главних компоненти	70
5.2.2. Кластер анализа (анализа груписања)	71
5.3. Методе вишекритеријумске анализе	73

VI поглавље

РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА	75
6.1. Мерне станице	76
6.2. Трендови промена параметара квалитета воде реке Тисе у периоду од 2011. до 2016. године	78
6.3. Српски индекс квалитета воде (SWQI)	89
6.4. Дескриптивна статистика	93
6.5. Кластер анализа	97
6.6. Анализа главних компоненти/факторска анализа	98
6.7. Вишекритеријумска анализа квалитета воде реке Тисе	103
6.7.1. Рангирање за топли период	111
6.7.2. Рангирање за хладни период	113

VII поглавље

ЗАКЉУЧНА РАЗМАТРАЊА	116
ЛИТЕРАТУРА	120
БИОГРАФИЈА	143
БИБЛИОГРАФИЈА	145
ИЗЈАВА 1	147
ИЗЈАВА 2	148
ИЗЈАВА 3	149

I поглавље

УВОДНА РАЗМАТРАЊА

Вода као један од најважнијих и најраспрострањенијих природних ресурса има огроман значај за сва жива бића, посебно за човека. Развој цивилизације везан је како за храну, тако и за воду. Унапређење начина исхране, прерада хране, од садње, сетве, прикупљања, жетве и чувања, до конзумирања, подразумевало је и рационално коришћење воде. На пример, за производњу једног килограма пшенице потребно је 1.500 l, а пиринча три пута више воде (4.500 l). Велике су потребе за водом и у индустрији. У производњи једне тоне челика или бакра, на пример, користи се по 250 m³ воде (Јовановић-Коломејцева, 2004: 149). Отуда утрошак воде по јединици производа постаје све важнији показатељ развоја производних процеса.

Вода као елемент живог света не повезује само све органе унутар једног организма већ и све организме у оквиру неког екосистема, те екосистеме у оквиру глобалног екосистема, односно екосфере. Вода представља животну средину за бројне организме – копнене воде су основно станиште за око 50.000 врста животиња и преко 20.000 врста биљака. Готово све акватичне средине карактерише бујна и разнолика флора и фауна које су се прилагођавале условима средине. Вода такође учествује у токовима хемијских елемената у екосистемима.

Водни ресурси су извор кисеоника. Такође утичу на распадање стена, што значи да учествују у процесу стварања земљишта. Значајан су енергетски ресурс, како због загревања, тако и због деловања плиме и осеке. Велике количине енергије произведу и хидроелектране. Вода уноси велике количине биогених елемената у море (Вучићевић, 1999: 70).

Упркос свеопштем присуству водних ресурса (када се узму у обзир сви океани, мора, реке, језера и подземне воде), само мали део воде је непосредно доступан људима на коришћење (Табела 1.1). Од укупне количине воде (приближно 1.400 милиона km³) само 2,5% односи се на воду за пиће, а од овога се

само једна петина (уз пречишћавање и дезинфекцију) може користити за људске потребе. Према томе се од целокупне количине воде на планети само 0,65% може непосредно користити за људске потребе – остали ресурси се односе на океане, мора, лед и атмосферску воду. Како већи део ових количина (0,61%) представљају подземне воде људи су, у подмиривању својих свакодневних потреба, углавном упућени на језера и реке. Сваке године над копненим екосистемима се преципитира око 113.000 km² воде, али се после губитака због евапорације (72.000 km²) на копну задржава 41.000 km³ воде, што одговара копненом воденом омотачу дебљине од свега 30 cm (Lomborg, 2001). Годишње око 12.500 km³ од ове количине воде доспева у бројне акумулације како би се подмириле потребе хидроелектрана, спречиле поплаве итд.

Табела 1.1. Расподела глобалних водних ресурса

<i>Извор воде</i>	<i>Запремина воде (km³)</i>	<i>Процент од укупне количине воде (%)</i>
Океани	1.318.720.000	97,240
Ледени покривачи, глечери	29.120.000	2,140
Подземне воде	8.320.000	0,610
Слатководна језера	124.800	0,009
Мора	104.000	0,008
Влага у земљи	66.560	0,005
Атмосферска вода	12.860	0,001
Реке	1.248	0,0001
Укупна запремина воде	1.356.160.000	100,00

Савремена друштва се суочавају са три основна проблема у области упављања водним ресурсима (Lomborg, 2001: 151). Прво, преципитација није подједнака у глобалним размерама.

Друго, уз очекивано повећање броја становника треба рачунати на мању доступност воде изражену у литрима по становнику. Како ће преципитациони нивои у блиској будућности остати мање-више непромењени, сасвим је реална опасност од несташица воде. Већ крајем XX века двадесетак земља се озбиљно суочило са несташицом воде, односно, те земље су располагале са мање од 1.000 m³ обновљивих водних ресурса по становнику. Нешто блажи вид тзв. „водене кризе” (између 1.000 и 2.000 m³) захватио је 18 земаља углавном у Африци и Азији,

али и неке европске државе попут Пољске, Белгије и Велике Британије. Већина експерата из области водоснабдевања прихвата количину од 1.700 m³ годишње потрошње воде по становнику као основ за сврставање неке земље у табор оних које су изложене „воденом стресу”.

Треће, многе земље подмирују своје потребе водом из река које им најчешће притичу из иностранства, док их, истовремено, све учесталији захтеви за водом бројних корисника приморавају да изналазе различита средства у циљу максималног коришћења свих расположивих водних ресурса.

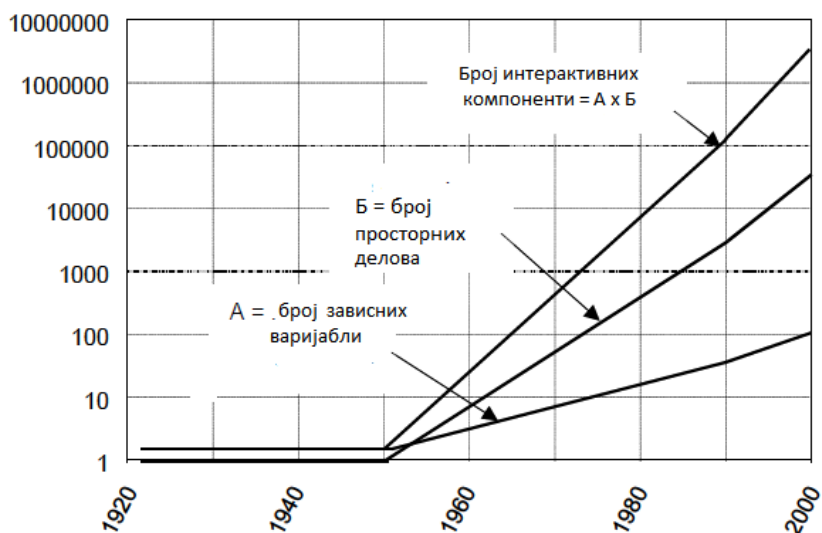
Почетком овог века око 2,6 милијарди људи није располагало минималним санитарним условима када је о водоснабдевању реч, док, с друге стране, 1,1 милијарда људи није имала приступ пијаћој води (UNEP, 2002). Током последње две деценије уочава се помак на боље кад је о доступности воде реч. У неким земљама обезбеђење приступа водним ресурсима постало је део основних људских права (на пример, у Словенији). У земљама у развоју, с друге стране, скоро половина становништва пати од болести узрокованих загађеном водом за пиће.

Питање праћења квалитета воде постало је врло рано предмет сагледавања како са теоријског тако и са практичног становишта. Већ 20-их година прошлог века је развијен први модел квалитета воде заснован на праћењу само једног параметра – присуства кисеоника (Streets & Phelps, 1925). Временом се број варијабли које су се анализирале у касније развијеним моделима квалитета воде непрестано повећавао (Слика 1.1).

Квалитет воде је битан не само у случају воде за пиће већ и у другим областима њене примене – од припреме хране, хигијене, преко бројних индустријских процеса до пољопривреде. У глобалној потрошњи воде пољопривреда учествује са 90%, а индустрија и домаћинства са по 5% (Goncharuk, 2008). Интензивна индустријализација и урбанизација, које су попримиле глобални карактер, доприносе све већем исцрпљивању и загађивању природних ресурса, укључујући и водне ресурсе.

Загађење површинских вода обично се сагледава кроз две групе: (1) концентрисаних и (2) дифузних извора. Концентрисани извори загађења површинских вода обухватају: комуналне отпадне воде, индустријске отпадне воде, загађујуће супстанце из пољопривреде, загађења из термоенергетских

објеката и природне загађиваче. У групу дифузних извора, који се не могу просторно одредити, убрајају се: хемизација тла, депоније, случајне комуналне депоније, загађења из транспортних средстава и хаварије итд.



Слика 1.1. Пораст модела квалитета воде с временом (Према: Thomann, 1998)

Индустријске отпадне воде представљају несумњиво, уз пољопривреду, један од најзначајнијих извора загађења површинских вода. Индустријске отпадне воде садрже и органске и неорганске супстанце, чија количина зависи од врсте индустрије. Рударство и металургија обојених метала, са своје стране, заузимају централно место када се сагледавају путеви уношења тешких метала у акватичне екосистеме.

Према томе, без обзира на огромне количине у природи, могућности њеног коришћења се смањују не само због неравномерне територијалне распрострањености условљене географским фактором (што условљава апсолутну несташицу) већ и због све присутнијег загађења водних ресурса, што доводи до релативне несташице воде. Процењује се, на пример, да ће се до 2025. године око две милијарде светског становништва суочити са апсолутном несташицом воде, односно да ће 2/3 становништва имати проблема у вези са водоснабдевањем (Чомић и др., 2008).

Постоје разлози ипак за оптимизам када се сагледавају будући трендови коришћења водних ресурса. Све више, рецимо, јача свест да вода није неограничен

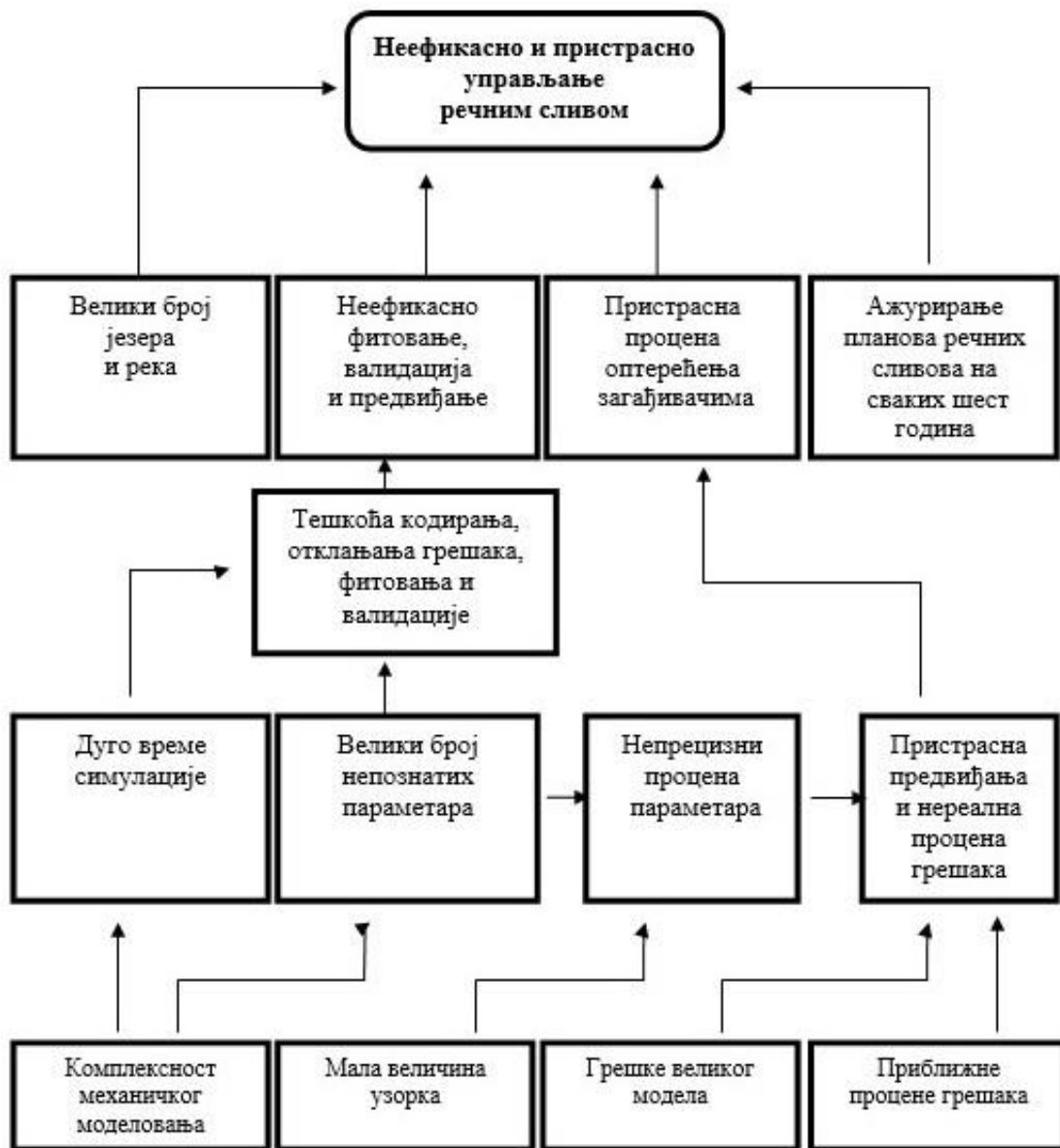
природни ресурс, те да се постојећим ресурсима пијаће воде мора плански управљати, а вода рационално користити. Једноставно речено, опстанак људи, и читавог живог света, зависи не само од количине већ и од квалитета водних ресурса те ово питање, следствено, нема само научни већ и друштвени значај. Први стандарди квалитета воде за пиће уведени су у САД и Русији 1937. године.

Светска здравствена организација препоручује преко 100 показатеља квалитета воде за пиће. Од осамдесетих година у САД је утврђено 300, а у земљама ЕУ око 150 халогених једињења, која се појављују у води приликом њеног хлорисања. Потпуна контрола квалитета воде за пиће захтева значајна улагања у организацију одговарајућих служби, израду уређаја, разраду система за пречишћавање итд. (Јовановић-Коломејцева, 2004: 149).

С обзиром на то да квалитет воде представља одлучујући фактор за могућност њеног коришћења неопходно је да се за сваки дати ресурс утврди тренутни квалитет воде и прати промена њеног квалитета у наредном периоду. При том би требало имати у виду чињеницу да се квалитет природне воде мења дневно, сезонски, годишње или током периода од неколико година.

На квалитет површинских вода утичу истовремено и природни и антропогени фактори. Природни фактори се односе на количину падавина, све врсте атмосферских процеса и ерозију земљишта, док се под антропогеним факторима подразумевају урбане, индустријске и пољопривредне активности као и растућа експлоатација водних ресурса (Vega *et al.*, 1998). Сезонске промене количине падавина, површинских отицаја, сливања, подземних токова и испумпаних притока и отока имају велики утицај на речна пражњења и концентрацију полутаната у рекама (Рејман *et al.*, 2009).

Квалитет воде се одређује преко физичких, хемијских, биолошких и радиолошких параметара. Праћење квалитета површинских вода је предуслов за рационално управљање читавим сливом (реке или језера), што је још теже када се ради о рекама националног као и међународног значаја, чији сливови захватају површине најмање две земље. На слици 2.2 су приказани најважнији проблеми предвиђања квалитета воде и њихове последице на планирање и управљање речним сливом (Malve, 2007).



Слика 2.2. Проблеми предвиђања квалитета воде и последице тих проблема на планирање и управљање речним сливом (Према: Malve, 2007)

1.1. Стање истраживања у области квалитета вода

Квалитет воде је недавно постао главно питање у управљању међународним речним сливовима, посебно у Европи. Потреба да се питања квалитета воде уграде у разне иницијативе за заштиту животне средине у свету одражава дубок утицај економских, технолошких и демографских промена на слатководне ресурсе, укључујући реке (Shmueli, 1999; Kowalkowski *et al.*, 2006; O'Connell, 2017). Квалитет воде, према тумачењима многих експерата, постаје један од

најважнијих фактора када се процењује одрживост одређеног слива (Córdoba *et al.*, 2010). Квалитет воде је, у ствари, једна од основних карактеристика реке, чак и када је њена намена другачија од водоснабдевања људи; на пример, туризам, транспорт и потрошња (Areerachakul, 2012).

Квалитет површинских водних тела је изузетно осетљиво питање за спровођење мера на унапређењу заштите животне средине. На квалитет површинских вода утиче пре свега читав низ природних процеса међу којима су најважнији климатски, хидролошки и геолошки. Највише се пажње у том смислу усмерава на параметре као што су температура ваздуха, режим падавина, средњи проток воде, варијације тока, ерозија тла и литологија басена. С друге стране, налазе се људске активности као што су урбанизација, индустрија, рударство, металургија, пољопривреда и повећана потрошња слатководних ресурса (Simeonov *et al.*, 2003; Shrestha & Kazama, 2007; Prathumratana *et al.*, 2008; Dragićević *et al.*, 2010; Nędzarek *et al.*, 2015; Takić *et al.*, 2017). На пример, непречишћене отпадне воде из рудника и металуршких постројења један су од разлога великог оптерећења речних вода тешким металима. Нутријенти (азот и фосфати) из пољопривреде представљају велики део дифузног загађења воде (Gurzau, 2010; Zhang, 2015). Ови фактори, који обично дугорочно делују као извори загађења на подручју неког слива, озбиљно деградирају акватичне екосистеме, а, исто тако, ограничавајуће делују на коришћење воде за различите активности (на пример, за потребе домаћинства, пољопривреде, индустрије, спорта и рекреације, те друге сврхе).

Бројне технике су коришћене у циљу праћења и процене ефеката загађења површинских вода. У том смислу се посебно издвајају: традиционалне методе; моделарни приступ; различити индикатори квалитета воде као што су индекс загађења воде (на пример, *Water Pollution Index*, WPI), индекс квалитета воде (*Water Quality Index*, WQI) и српски индекс квалитета воде (*Serbian Water Quality Index*, SWQI) (Takić *et al.*, 2017); мултиваријатне статистичке технике (тзв. „хеометрије” (Mendiguchía *et al.*, 2004)); вештачке неуронске мреже; вештачка интелигенција; фази логика; као и комбинације неких од наведених техника (Walker *et al.*, 2015). Поменуте методе су развијене под специфичним условима, па је отуда неопходно изабрати оптималну методу за процену квалитета

воде за специфичну намену и одређени слив (Ji *et al.*, 2016). На пример, традиционалним методама се отежано испитују нелинеарност и комплексност узрочно-последичних веза између варијабли квалитета воде и статуса квалитета воде (Yan *et al.*, 2010). С друге стране, током последњих деценија мултиваријационе статистичке технике за обраду великих скупова података коришћене су приликом анализирања бројних проблема у области заштите животне средине (Oketola, 2013). За процену квалитета воде у овој докторској дисертацији користеће се различите индексне методе за изражавање квалитета површинских вода, те различите вишедимензионалне методе анализе података као што су анализа главних компоненти, факторска анализа и кластер анализа.

Предмет ове докторске дисертације представља истраживање утицајних фактора на квалитет воде у сливу реке Тисе у Србији. Река Тиса је, као и многе друге међународне реке у државама у развоју, загађена полутантима из бројних извора антропогеног порекла, укључујући пољопривреду, индустрију, канализациони систем, отпадне воде и системе водених брана (Tanos *et al.*, 2015). Иако су спроведена бројна истраживања о квалитету површинских вода овог слива, о чему сведоче новији радови из ове области, недостају информације о концентрацијама и дистрибуцијама загађујућих супстанци у површинским водама Доње Тисе (Milanović *et al.*, 2011; Josimov Dunderski *et al.*, 2017).

Тежиште разматрања ове дисертације, следећи препоруке Европске директиве о водама 2000/60/EC (WFD), односи се на екохемијски статус (одређен на основу физичко-хемијских и биолошких параметара) реке Тисе на њеном току кроз Србију, укључујући и притоке њеног слива на територији северног дела Србије. Предложени просторни оквир анализе квалитета површинских вода је у сагласности са усвојеним присупом „заснованим на сливу” који, такође, подразумева и укљученост различитих заинтересованих страна (стејкхолдера) како би се одабрале најповољније мере за превазилажење проблема квалитета површинских вода (Riley & Tyson, 2006).

1.2. Значај и сложеност предмета истраживања

Праћење квалитета површинских вода, које подразумева одређивање различитих параметара (физичких, хемијских и биолошких) заснива се на примени различитих метода. Водни ресурси се при томе не посматрају само квантитативно већ и квалитативно што укључује економску, социјалну и еколошку димензију њиховог коришћења. У том смислу се у циљу одрживог коришћења водних ресурса све више користи вишекритеријумски приступ при доношењу управљачких одлука (Mladenović-Ranisavljević *et al.*, 2012).

У циљу очувања доброг квалитета површинских вода и спречавања могућег загађења неопходно је систематизовати акције од организационих до извршних. Ово подразумева мере заштите које укључују редовну контролу квалитета воде путем одговарајућих институција. Полазећи од расположивих података о квалитету површинских вода, доносе се конкретни планови заштите воде и, када је то неопходно, предузимају се превентивне мере.

Европска унија спроводи активну политику заштите водних ресурса од тренутка када су Европски парламент и Савет ЕУ усвојили 23. октобра 2000. године *Оквирну декларацију о водама – Water Framework Directive (WFD)*, (EU&WFD – 2000/60/EC). Ово је најзначајнији законски инструмент у области вода и предуслов је за успешно остваривање концепта одрживог управљања водним ресурсима. У Директиви су формулисани одређени услови који би требало да омогуће спровођење политике у области заштите водних ресурса.

Површинске воде, иначе, представљају главни извор водоснабдевања у Европи – у просеку око 70% укупних извора воде за људске потребе. Међутим, у том погледу постоје значајне варијације међу европским земљама. Према у Европи нема оскудице воде, количина расположиве воде за одрживу потрошњу није једнако расподељена по континенту. Постоје велике варијације по овом питању – нарочито између земаља северне и јужне Европе. Малта, на пример, располаже са свега 70 кубних метара воде по становнику годишње (Velašević, 2004). Република Србија такође има разлога за забринутост по овом питању.

Са свега 9% сопствених вода и 1.500 m³ по становнику годишње, неодложне су озбиљне мере да се избегне судбина земаља које су у хроничној оскудици. Неопходно је ангажовање на свим нивоима: од владе и њених органа,

привредних грана, одговарајућих научних и образовних установа (Velašević, 2004: 82).

Многе европске земље у великој мери зависе од великих међународних река које делом протичу кроз њихову територију и на тај начин компензују мањкове расположивих водених ресурса. Република Србија има разлога за забринутост по овом питању будући да домаћи извори учествују са свега 8% у укупно расположивим водним ресурсима, односно 16 милијарди m³ годишње (Dimkić *et al.*, 2011: 11). Имајући у виду све наведено, као и чињеницу да је територија Србије испресецана доњим токовима великих европских река (Саве и Тисе), предмет истраживања је управо квалитет воде реке Тисе у Србији, као највеће притоке Дунава.

1.3. Циљеви истраживања

На основу претходно одређеног предмета истраживања проистичу следећи циљеви:

- проучавање хидрогеохемијских обележја басена Тисе;
- утврђивање тренда квалитета овог басена;
- идентификација међузависности између биофизичких и хемијских параметара квалитета воде Тисе коришћењем статистичких техника;
- утврђивање вредности Српског индекса квалитета воде (SWQI) за квалитет воде Тисе;
- утврђивање оптималних локација за различите делатности на испитиваном подручју;
- формирање модела за утврђивање евентуалне сагласности између статистичког регресионог модела и модела вештачке неуронске мреже (ANN) како би се изнашао најоптималнији модел;
- изналажење модела квалитета површинских вода који се заснива на фази логици;
- предлог мера, проистеклих из истраживања басена Тисе, који могу помоћи надлежним телима (која управљају овим сливом) у формулисању управљања заснованог на принципима одрживог развоја.

Иначе, намена коришћења индексне методе, међу наведеним циљевима, двојака је:

- стицање општег увида у квалитет воде Тисе у читавом сливу;
- одређивање просторне дистрибуције тако да се на основу тренда квалитета воде могу процењивати будући развојни планови коришћења овог слива.

1.4. Хипотезе истраживања

Прегледом релевантне литературе и анализом резултата претходних истраживања из ове области, дефинисан је предмет истраживања из кога су постављене полазне хипотезе како би се остварили циљеви истраживања. Реке спадају у групу водних тела која су најосетљивија на загађења. Да би се квалитет воде у њима одржао на потребном нивоу, према захтевима који проистичу из различитих директива и правилника, неопходно је увести ефикасан систем мониторинга, препознати главне полутанте и изворе загађења, те пратити и предвиђати трендове. Имајући претходно речено у виду, формулисане су почетне хипотезе (претпоставке) које треба током рада на дисертацији доказати.

Основна хипотеза која се може поставити на основу досадашњих резултата у литератури може да се дефинише на следећи начин:

Но: Применом SWQI методе може се извршити свеобухватна процена квалитета воде Тисе у Србији.

Десет одабраних параметара (температура, суспендоване материје, засићеност воде кисеоником, рН, електропроводљивост, амонијум, укупни оксиди азота, ортофосфати, БПК-5, колиформне бактерије) показују физичке, хемијске и биолошке карактеристике воде и својим заједничким учинком сумирају квалитет воде Тисе израчунавањем вредности Српског индекса квалитета вода (SWQI). На исти начин може се утврдити и тренд квалитета воде Тисе у посматраном шестогодишњем периоду (2011-2016).

Поређење и усаглашавање актуелне регулативе Републике Србије са усвојеним прописима европског законодавства (ЕУ), један је од битних услова за побољшање стања водних тела у Србији. Имајући ово у виду, формулисане су следеће хипотезе:

H₁: Могуће је утврдити корелацију између актуелних законских прописа и европских стандарда (пре свега, из Оквирне директиве о водама) за одређивање параметара квалитета површинске воде.

H₂: Статистичким моделовањем, попут регресионе анализе или мултиваријационе анализе, могуће је олакшати праћење параметара квалитета воде, посебно када је реч о загађености пространих речних сливова изложеним бројним полутантима.

H₃: Применом модела заснованог на вештачкој интелигенцији, односно неуронским мрежама (ANN), за праћење квалитета површинских вода, може се смањити број посматраних параметара квалитета циљу оптимизације мониторинга.

1.5. Научне методе истраживања

У циљу реализације постављених циљева истраживања, обраде података и доказивања формулисаних хипотеза, у докторској дисертацији биће коришћене основне научне методе и посебне методе (поступци) логичког расуђивања. Од основних научних метода биће коришћене метода моделовања и статистички метод.

Осим основних научних метода, као што је поменуто, биће коришћене и основне посебне методе закључивања, односно:

- индуктивна и дедуктивна метода закључивања,
- методе анализе и синтезе,
- методе апстракције, генерализације и специјализације,
- компарација.

Избор специфичних метода истраживања је условљен, првенствено, чињеницом да постоје најмање три корака која су неопходна у решавању питања квалитета водних ресурса:

- редовно и континурано праћење задатих параметара,
- анализа, синтеза и разврставање добијених података,
- статистичко моделовање проблема квалитета површинских вода на основу претходне две фазе.

У складу са дефинисаним предметом истраживања, неопходно је користити и следеће специфичне методе, прикладне за истраживање питања квалитета површинских вода:

- мултиваријациона анализа и обрада података на основу одређених параметара квалитета воде,
- статистичко моделовање у циљу добијања корелационих зависности,
- вишекритеријумско моделовање добијених резултата у циљу идентификовања најкритичнијих локација на испитиваном току,
- моделовање квалитета површинске воде у системима високе комплексности и неодређености.

Од специјалних метода, неопходних за комплетирање претходно назначених истраживачких задатака, неопходно је користити и методе као што су:

- методе мултиваријационе анализе: PCA (Principal Componente Analysis), FA (Factor Analysis), CA (Cluster Analysis),
- методе WQI (Water Quality Index) и SWQI (Serbian Water Quality Index),
- методе вишекритеријумске анализе,
- методе вештачких неуронских мрежа,
- фази логика.

Статистичке методе, попут регресионе анализе или мултиваријационе анализе, користе се у великој мери у моделовању квалитета површинских вода. Разлог широкој примени ових техника је и то што олакшавају праћење параметара квалитета воде, односно одређивања статуса загађености на одређеном подручју. Индиректне методе праћења квалитета воде (у које се сврставају статистичке технике) чине се погоднијим за одређивање степена загађености великих речних сливова, изложеним бројним полутантима (Sekhar, 2001). Речју, примена ових техника подиже моћ предвиђања и у условима оскудице података о квалитету, што је, иначе, уобичајено у мење развијеним деловима света.

Од тренутка примене прве индексне методе за праћење квалитета воде (Horton, 1965), настајао је велики број варијанти овог поступка чија је суштина у сумирању бројних елемената квалитета како би се сажето предочила слика о екохемијском статусу одређеног речног тока или слива. Ово је посебно важно за доносиоце одлука у области управљања водним ресурсима. WQI показатељ се, у

овом смислу, најчешће користи упркос томе што он представља апсолутну меру загађености неког речног тока или његово актуелно загађење.

Модели засновани на вештачкој интелигенцији, односно неуронским мрежама (ANN), постали су, почев од 90-их година, незаобилазан део истраживања у оквиру наука о животној средини, еколошког инжењерства, укључујући и водне ресурсе. Широкој примени метода ANN, односно привлачности за доносиоце одлука, допринели су добра разрађеност методе, релативно дуга историја примене, те доступност софтвера. Последњих година је приметан растући тренд коришћења овог метода у области инжењерства заштите животне средине, укључујући и квалитет воде река (Grubert, 2003; Mihajlović i dr., 2010). Требало би додати да је метод ANN веома погодан у ситуацијама када су функционалне зависности између зависних и независних варијабли непознате и када постоји обиље података неопходних за обуку (training) и тестирање (test). Најзад, извесна испитивања потврђују да метод ANN може довести до скоро истих вредности попут WQI показатеља уколико су претходно, методом вишеструке линеарне регресије, уклоњене независне варијабле које најмање утичу на варијансу (Nafizan et al., 2004).

1.6. Очекивани научни допринос

Припрема Републике Србије за уклањање у Европску унију (ЕУ) подразумева, међу осталим задацима, упознавање и хармонизацију националног законодавства са европским директивама у домену заштите животне средине. Интегрално управљање водним ресурсима у том смислу поставља нове циљеве и стандарде решавања проблема у области водоснабдевања, уважавајући реалне могућности, основне захтеве и принципе формулисане у Оквирној директиви о водама у ЕУ.

Утврђивање стварног у односу на захтевани квалитет воде реке Тисе, применом одговарајућих метода, као и идентификацијом критичних локација дуж тока ове реке кроз Србију, омогућиће стицање увида у актуелно стање овог међународног речног тока, те указати на мере које би требало предузети како би се унапредио његов квалитет.

Имајући у виду претходно речено, очекивани научни допринос би се огледао у следећем:

- креирање статистичког модела квалитета воде на основу одређених корелационих зависности између различитих параметара квалитета воде за слив реке Тисе;
- процена екохемијског статуса воде упоређивањем минималних, максималних и средњих вредности добијених параметара индекса квалитета воде са вредностима параметара који је предвиђен Оквирном директивом о водама;
- формирање модела за праћење квалитета површинских вода у условима нелинеарних зависности применом метода вештачке интелигенције;
- оптимизација процеса узорковања и праћења квалитета воде у циљу успостављања поузданије и прецизније стратегије управљања квалитетом у области заштите животне средине.

II поглавље

КОНЦЕПТ ИНТЕГРАЛНОГ УПРАВЉАЊА ВОДНИМ РЕСУРСИМА

Крајем 90-их година прошлог века, а посебно на почетку III миленијума, бројне регионалне и глобалне организације почеле су све учесталије да указују на неопходност промене односа према различитим природним ресурсима, укључујући и воду. Уједињене нације су у свом извештају о различитим аспектима хуманог развоја (*Human Development Report*) указале да би у свету, уколико не дође до неопходног заокрета у области управљања водним ресурсима, могло доћи до различитих сукобљавања у контексту глобалне водене кризе (UNDP, 2006). Водним ресурсима је отуда посвећена видна пажња у својевремено дефинисаним Миленијумским развојним циљевима (који су важили до 2015. године). Процењено је да око једне трећине Миленијумских циљева зависи од водних ресурса (Phumprui & Gustafsson, 2009). Циљеви одрживог развоја одређени за период до 2030. године, представљају основ актуелне политике заштите животне средине која се реализује на свим нивоима – почев од локалног, преко регионалног и националног, до глобалног.

Питање одрживог коришћења слатководних водних ресурса, то јест копнених вода, издвојило се по својој важности у мноштву тема о различитим аспектима изградње друштва на принципима одрживости. Проблем није проистекао само из разлога апсолутне (објективне) нестшице воде – изазване неравномерном територијалном расподелом воде, или њене релативне несташнице (условљене ниским степеном пречишћавања у неким деловима света), већ и из чињенице да многи водни ресурси имају трансгранични или међународни карактер. Укупно, 271 речни басен има ово обележје, прекривајући скоро половину површине Земље; од тог броја 71 речни басен се налази у Европи (Wolf *et al.*, 1999). Са становишта географског положаја Србије од значаја је басен Дунава који захвата територије 19 земаља, са свим подсливовима. Све се учесталије износе мишљења по којима суштина водене кризе (претежно у земљама у развоју) није у

ограничености воде за различите потребе већ у лошем газдовању (управљању) акватичним екосистемима што узрокује, између осталог, и то да више од милијарду људи нема приступ здравствено исправној води (Cosgrove & Rijsberman, 2000).

Поменуте чињенице указују на потребу, како то често истичу експерти у области водних ресурса, примене интегралног или холистичког приступа када је о управљању овим ресурсима реч. За интегрисано управљање водним ресурсима, у циљу њиховог коришћења на принципима одрживости, користе се обично три синтагме са истим значењем: (1) интегрално управљање водама, (2) интегрално управљање водним ресурсима, те (3) интегрално управљање речним басеном. Под интегралним управљањем водним ресурсима подразумева се укљученост економских, социјалних и фактора животне средине у планирању, развоју, мониторингу, те заштити водних ресурса и земљишта (World Bank, 2003).

Интегрално управљање може се посматрати на три начина:

- (1) обједињено сагледавање квантитета и квалитета водног ресурса (што је сагласно поимању екохемијског статуса);
- (2) обједињено разматрање различитих водних тела једног слива (подземне воде, површинске воде, мочваре и језера), односно сагледавање односа водног тела, земљишта и атмосфере; те
- (3) сагледавање водног ресурса у односу са социјалном и економском димензијом развоја (Mitchell, 1990).

Код другог начина разматрања интегралног управљања тежишна питања се односе на снабдевање водом, третман отпадних вода као и питање квалитета воде.

2.1. Развој концепта интегралног управљања водним ресурсима

Концепт интегралног управљања водним ресурсима није нов. Његови почеци везују се за америчку државу Тенеси у којој је 1933. године формирано посебно регулаторно тело (*The US Tennessee Valley Authority, TVA*) чији делокруг делатности је обухватао производњу и дистрибуцију електричне енергије, заштиту од поплава, унапређење пловидбе, подстицање индустријске производње и запошљавања, спречавање ерозије тла, сузбијање маларије и сл. (Downs *et al.*, 1991; Barrow, 1991).

Почетни услови за примену интегралног управљања речним басенима на глобалном плану стекли су се 1970. године када су Уједињене нације припремиле први извештај о интегралном управљању речним басенима (United Nations, 1970). Афирмацији овог концепта у великој мери су допринела два скупа уприличена почетком 1990-их година: (1) Међународна конференција о води и животној средини, одржана 1992. године у Даблину у организацији Светске метеоролошке организације (ICWE, 1992) и (2) Конференција УН о животној средини и развоју, одржана исте године у Рио де Жанеиру (UNCED, 1992). На конференцији у Даблину којој је присуствовало око 500 учесника, укључујући стотинак експерата и преко осамдесет представника из међународних, међувладиних и невладиних организација, формулисана су четири принципа од важности за управљање водним ресурсима, односно, констатовано је следеће:

- (1) копнене воде нису неограничен ресурс,
- (2) овим ресурсом требало би управљати уз учешће (партиципацију) јавности,
- (3) жене би требало да играју виталну улогу у управљању овим ресурсима; те
- (4) вода би требало да има економску вредност за све њене кориснике.

Што се тиче Агенде 21, најважнијег документа Конференције из Рија, у њеном XVIII поглављу интегрално управљање и развој водних ресурса представља једно од седам обрађених аспеката који се односе на копнене воде. Касније се појављују и друге међународне организације, попут Светске банке на пример, које пружају разне видове подршке за подстицање праксе интегралног управљања речним басенима.

На II светском форуму о води, одржаном у Хагу 2000. године, интегрално управљање водним ресурсима (*Integrated Water Resources Management – IWRM*) постало је питање које се нашло на агенди међународне политике. Ова конференција је довела до настајања Глобалног партнерства за воду (*Global Water Partnership – GWP*) с циљем да промовише примену IWRM и у земљама у развоју. Иначе, GWP суштину интегралног управљања водним ресурсима сагледава као координисани развој и управљање водним ресурсима, земљиштем и повезаним ресурсима (на пример, шумским екосистемима) у настојању да се максимално увећају позитивни социјални и економски ефекти на принципима једнакости без угрожавања одрживости виталних екосистема (Global Water Partnership, 2000).

Када су Уједињене нације 2007. године спровеле опсежно истраживање о стању имплементације планова за интегрално управљање водама на узорку од 107 држава, утврђено је да је само 22% развијених земаља у потпуности донело ове планове, док је 38% земаља у развоју развило или имало намеру да уведе ове планове. Афричке државе су оствариле значајан искорак када је о укључености различитих стејкхолдера реч, док су се азијске земље издвојиле по питању институционалних реформи (UN-water, 2008). Напори уложени у примени IWRM у развијеним земаљама често су у несразмери са оствареним резултатима због, по правилу, одсуства системског приступа и избора неодговарајућих техника за решавање проблема високе комплексности који карактерише акватичне екосистеме.

Позив за холистички приступ у сагледавању будућег развоја на основама одрживости упућен је међународној заједници и 2012. године на скупу у Рио де Жанеиру (*The United Nation Conference on Sustainable Development*). Поново је наглашена хитност изналажења, у складу с принципима одрживости, равнотеже између различитих потреба (социјалних, економских и еколошких), те испостављен захтев за ревитализацијом угрожених екосистема (United Nations, 2012). На овој конференцији су предложени и Циљеви одрживог развоја за период после 2015. године.

2.2. Обележја концепта интегралног управљања водним ресурсима

Интегрисаност подразумева да се у процесу одрживог коришћења водних ресурса стреми очувању свих његових функција а које зависе од физичких, хемијских и еколошких услова датог водног тела. Простор интегралног управљања водним ресурсима у административном погледу омеђен је границама речног слива (или басена) који је најприкладнији оквир (Pollard, 2002). Ово је управо угао сагледавања односа у екосфери који је садржан у новијем концепту интегралног управљања сливом – *Integrated Catchment Management* (ICM) – који, у ствари, представља проширење концепта IWRM (Collins *et al.*, 2007). Концепт ICM је одговарајући и за анализу интереса различитих стејколдера у коришћењу различитих ресурса – попут еколошких (воде, зељишта, флоре, фауне итд) – на површини одређеног слива.

Интегрално управљање неким басеном почива на принципу укључености јавности и њене информисаности у процесу планирања коришћења водних ресурса (Wagner *et al.*, 2002). Државе, међутим, инсистирајући на суверентитету у оквиру националних граница, недовољно уважавају природне границе различитих екосистема, укључујући у том смислу и реке, језера, мочваре и подземне воде – основне елементе сваког речног басена. На слици 2.1 је графички предочен концептуални модел интегралног управљања водним ресурсима.

Код интегралног управљања речним басеном чини се корисним на концептуалном плану разликовати четири нивоа, односно, то су: (1) институционална структура, (2) оперативно управљање; (3) планирање и (4) аналитичка подршка (Mostert *et al.*, 1999). Институционалном структуром поставља се у основи оквир за одвијање читавог процеса управљања одређеним речним басеном, односно за успостављање различитих односа који су графички приказани на слици 2.2. Под структуром се подразумевају различити аспекти као што су начин организовања управљања речним сливом, врста механизма сарадње (усклађивања) интереса различитих заинтересованих страна, начин додељивања задатака и сл.



Слика 2.1. Приказ процеса интегралног управљања водним ресурсима (Према: UN-water, 2008)

У пракси се налази на три различита облика организовања управљања речним басеном: (1) хидрогеолошки, (2) административни и (3) координисани. Први организациони модел подразумева да се простор управљања односи само на једну реку, односно њен слив, те да одговорност лежи само на једном извору ауторитета. Код административног модела границе надлежности не прате хидрогеолошке границе тако да се одговорност управљања расподељује међу различитим актерима – државама, у случају међународних речних токова, односно градова, општина или региона, када је о домаћим водним ресурсима реч. Напослетку, координисани организациони модел представља комбинацију хидрогеолошког и административног принципа организовања. Овде се не појављује носилац ауторитета, у виду државе, већ се прибегава формирању комисија чији се примарни задатак своди на креирање услова за подстицање сарадње међу различитим актерима (заинтересованим странама).



Слика 2.2. Принципи управљања речним басеном (Према: Mostert *et al.*, 1999)

Оперативно управљање, у односу на остале елементе процеса управљања (слика 2.2), непосредно се одражава на одређени речни слив; на пример, конструкција и рад инфраструктуре за снабдевање водом, мониторинг, обезбеђење

информација за јавност и сл. Оперативни ниво наравно почива на усвојеним плановима, било оним стратешког или оперативног карактера. Првим се дефинишу дугорочни циљеви, а другим се истиче жељено стање које се може постићи у релативно краћем периоду. Са становишта менаџмента требало би имати у виду да велики број усвојених планова доводи до отежане координације и смањене транспарентности читавог процеса управљања. На крају, аналитичка подршка, како је приказано на слици 2.2, обезбеђујући одговарајућа оруђа, унапређује не само планирање већ и оперативно управљање.

Највеће реке света користи велики број земаља у њиховом сливу – понекад и више од десетак држава. Слично се дешава и у оквиру националних држава будући да речни токови не прате границе између јединица локалне самоуправе – градова и општина. Самовољно изведени подухвати у једном делу сливе неке реке (обично у горњем делу њеног слива) одражавају се по правилу неповољно на физички, хемијски и еколошки статус тог тока у његовом доњем делу.

У светлу предочених чињеница јавља се потреба за укључивањем и политичких аспеката у интегралном моделу управљања водним ресурсима (Savenije & van der Zaag, 2000). На слици 2.3 је представљен тродимензионални модел управљања речним сливом који, осим политичког аспекта, укључује још два елемента – питања техничке кооперације и одговарајуће институционалне структуре. Важно је уочити да основу грађевине чини интегрално управљење водним ресурсом, док врх грађевине која почива на три стуба одговара дељењу тог ресурса међу заинтересованим странама.

Политички стуб је неопходан како би се створили услови за подстицање сарадње на подручју басена, односно, да би се креирале могућности за сарадњу и планирање. Институционално-легални стуб односи се на институције и правне инструменте који се развијају или доносе како на међународном нивоу тако и унутар националних граница. Централно место унутар овог оквира заузимају организације наменски устројене у сврху рационалног газдовања одређеним речним басеном. Организације овог типа су двојаког карактера, односно, оне могу бити регулативног или развојног карактера – сврха првих је креирање одређене јавне политике у овој области, док је намена других њена имплементација. На крају, неопходан је и организациони или технички стуб како би се концепти холистичког

управљања кроз оперативне мере и активности преточиле у праксу. Важност техничког стуба нарочито долази до изражаја код интегрисаног управљања међународним речним басеном када преостала два стуба – институционални и технички – немају потребну снагу.



Слика 2.3. Три стуба модела управљања међународним речним сливом (Према: Savenije & van der Zaag, 2000)

Редослед стубова у моделу управљања, приказан на слици 2.3, није случајан. На самом почетку је неопходна жеља, односно политичка воља да се управљање заснива на принципима интегрисаности. Касније се отвара простор за техничку сарадњу, а, напослетку, и за формирање институција. Најчешћи облик институција, када је о међународним басеним реч, односи се на међународне режиме.

2.3. Оквирна директива о водама

У настојању да се превазиђу неке од наведених препрека, претежно политичког карактера, различите организације (претежно економско-политичког карактера) дефинисале су одговарајуће институционалне оквири за решавање бројних проблема у области заштите животне средине. Велика је важност у том смислу међудржавних институционалних аранжмана, то јест договорених оквира сарадње, како би се међународним великим рекама (попут Нила, Тигра и Еуфрата, Меконга, Дунава, Рајне и сл.) лакше управљало. Са становишта европског простора

најзначајнија је Оквирна директива о води – *Water Framework Directive 2000/60/EC*, WFD – коју је Европска унија усвојила 23. октобра 2000. године. У овом документу, који је пре усвајања три пута био на јавној расправи (од 1996. године), у потпуности су уграђени принципи садржани у концептима IWRM и ICM. Оквирна директива се заснива на принципима холизма, интегралности, транспарентности, еколоштва као и на економском принципу (Dimas, 2007).

Оквирној директиви су претходила два различита периода управљања водним ресурсима на подручју Европске уније. Од 1970-их година у средишту управљања водним ресурсима нашле су се реке и језера као извори водоснабдевања. Директивама Европске економске заједнице (ЕЕЗ), усвојеним у то време, регулисана су питања квалитета воде за пиће (1975, 1980), присуства опасних супстанци у површинским (1976) и подземним (1980) водама и сл. Почев од 90-их година прошлог века еколошки приступ почиње да доминира када се пажња поклања урбаним срединама и пољопривреди као главним изворима загађења водних ресурса.

Оквирна директива о води (ОДВ) представља видан искорак у правцу афирмације принципа интегрисаности и партиципације јавности у процесу управљања речним басенима. Директива истиче пет главних циљева:

- (1) спречавање будуће деградације, заштита и унапређење статуса акватичних екосистема (укључујући и с њима повезане мочваре);
- (2) подстицање коришћења воде на принципима одрживости за различите потребе (индустрија, рекреација, туризам, саобраћај, пољопривреда итд) уз дугорочно заштиту водних ресурса;
- (3) смањење загађења вода главним загађујућим супстанцама;
- (4) спречавање нарушавања статуса и прогресивно унапређење квалитета подземних вода; те
- (5) допринос у смањењу ефеката и последица поплава и суша.

Наведени циљеви се, што предвиђа ова директива, реализују коришћењем различитих инструмената. Прво, смањење загађења водних ресурса требало би постићи углавном применом најбоље могуће технологије (*Best Available Technology*), у случају тачкастих (концентрисаних) извора загађења, односно најбољих еколошких пракси (*Best Environmental Practice*), у случају дифузних

(расутих) извора. Друго, економским инструментима требало би подићи одговорност различитих корисника (индустрије, пољопривреде и домаћинства), што предвиђа члан 9 ОДВ, да плаћају одговарајућу цену за утрошак воде. Треће, циљеви се могу постићи спровођењем планова управљања речним басенима. С обзиром на то да овом инструменту припада централно место у ОДВ, а од значаја је за истраживање у оквиру овог докторског рада, у наставку ће детаљније бити образложен овај инструмент. Четврто, значајан инструмент представља систем мониторинга који се успоставља како би се пратиле све промене релевантне за утврђивање укупног статуса водних тела на одређеној територији (сливу). На крају, као посебном инструменту за спровеђење ОДВ придаје се одговарајућа пажња учешћу (то јест, партиципацији) јавности у процесу доношења одлука у овој специфичној области јавне политике.

2.3.1. Речни слив као основа за управљење водама

Оквирном директивом о води, односно усвојеним Планом управљања речним басеном (*River Basin Management Plan, RBMP*), свакој држави-чланици ЕУ испостављен је захтев не само да спречи нарушавање квалитета подземних и површинских вода већ и да постигне еколошки, хемијски и квантитативно добар статус. Ови планови (у шестогодишњем трајању) су почели да се реализују од 2009. године. Осим утврђивања расположивости (количина) водних ресурса (подземних вода, језера итд) неког слива, од важности је, можда и значајније, утврдити кретање воде унутар слива, односно са одређеног слива (Döll *et al.*, 2012).

Обим управљања водама се истовремено из локалних граница издиже на ниво слива (басена). Подела земље у територијалном погледу на речне сливове или подручја је предуслов за спровођење првог стадијума – карактеризације басена – у спровођењу ОДВ. Подручје слива се одређује на темељу географских и хидролошких обележја тако да број речних басена варира од земље до земље. На пример, територија Енглеске и Велса је подељена на 11 речних басена за које су, према захтевима из ОДВ, припремљени до 2008. године одговарајући планови (DEFRA, 2006). Турска је, као земља-кандидат за чланство у ЕУ, већ 2004. године просторно одредила границе за неколико речних басена (укупно шест). Контрола квалитета воде, следећи ОДВ, не спроводи се само унутар националне територије

већ је и реализује и на основу обавеза које проистичу из чланства у различитим наднационалним регулаторним телима у области заштите вода.

Бројност сливова унутар државне територије може се одразити на ефикасност и ефективност управљања водним ресурсима. Сматра се да ће управљање водама бити боље уколико су сливови бројнији и мањи, односно лошије уколико је мање сливова веће површине. Код првог случаја је могуће обухватити (делимично или потпуно), „више сливова јединственом административном јединицом (под претпоставком да је ово заиста боље за сврху планирања), док у другом случају може бити потребна подела слива између више административних јединица, што може да доведе до потенцијалне бирократске конфузије” (Митић, 2015: 13). Слив не представља само хидролошку јединицу већ се он сагледава и преко социјалних, политичких и економских аспеката будући да се ради о простору који обезбеђује услове за живот људи; посебно у руралним областима (Wani *et al.*, 2008).

Да би се остварили циљеви ОДВ неопходна је кординација активности на три нивоа: локалном, регионалном и националном. Национално законодавство обезбеђује опште услове неопходне за реализацију различитих активности управљања водним ресурсима – пре свега, захваљујући стварању одговарајућег институционалног оквира. Слив као хидролошка јединица представља ипак најприхватљивији ниво планирања и управљања водним ресорсима са техничког становишта. Управљање водним ресурсима на бази сливова обично прати политику децентрализације државе.

Директивом су назначени сви фактори који се односе како на количину, тако и на квалитет и еколошки статус водног тела. Један од значајнијих разлога за доношење ове директиве био је незадовољство учинком у управљању водним ресурсима упркос историји дугој скоро три деценије у институционалном уређењу ове области како у оквирима националних законодавстава тако и на међународном нивоу. Сенку на позитивне ефекте еколошких закона и одлука од 70-их година прошлог века бацило је изостављање дифузних извора загађења водних ресурса, а међу којима се, својим ефектима, посебно истиче пољопривреда. Концентрације нитрата су, према подацима Европске агенције за животну средину, превазилазиле граничне вредности у више од једне трећине подземних вода (ЕЕА, 2003), док је

повећано присуство пестицида регистровано у подземним, површинским, а, понекад, и у води за пиће.

2.3.2. Разлози увођења Оквирне директиве о води

Оквирна директива о води Европске уније омогућава уграђивање идеја интегралног управљања водним ресурсима у законодавство, правилнике и пратећа документа. Неколико карактеристика ОДВ одражавају њен холистички приступ. Директивом се пре свега уређује управљање просторном јединицом нивоа басена. Друго, примењује се комбинован приступ у контроли загађења будући да се утврђују не само граничне вредности емисије за загађујуће супстанце већ и стандарди квалитета вода. Најзад, ОДВ инсистира на томе да крајњи корисници плаћају реалну цену за испоручену воду, те да јавност учествује у процесу доношења одлука које се односе на коришћење одређеног водног ресурса (Chave, 2001).

Оквирна директива о водама ЕУ ипак не пружа информације земљама-чланицама о томе на који начин да операционализују партиципацију јавности у доношењу одлуке. У појашњењу овог аспекта, које је дала Европска комисија 2002. године, наводи се да партиципација не представља циљ сам по себи већ средство да се постигну еколошки циљеви ове директиве (European Commission, 2002). Насупрот неким другим образложењима за веће учешће грађана у процесу одлучивања, на пример нормативним (инсистирање на људским правима, подстицање демократије и сл.), чини се да је основна намера ОДВ по овом питању побољшање услова за примену ове директиве и постизање њених циљева (Newig, 2007).

Упркос бројним студијама о учешћу грађана и интересних деоничара, то јест стејкхолдера у управљању природним ресурсима, не постоје поуздана сазнања, емпиријски заснована, о томе како партиципација јавности може да допринесе постизању циљева заштите животне средине уопште или побољшању квалитета површинских вода у конкретном случају (Wright & Fritsch, 2011). У истраживањима овог типа је углавном коришћен метод случаја. Карактеристичан пример у овом смислу представља истраживање партиципативног управљања водним ресурсима на примеру фармера у Данској у настојању да се појасне бројна

питања употребе нутријената у пољопривреди (Wright, 2010). Резултати испитивања су показали да су фармери, на основу локалног сазнања, пружили креаторима планова (за нове праксе у пољопривреди) информације које су им биле недоступне, али, с друге стране, нису здушно подржали те планове. Према се полази од тога да се процесима социјалног учења може унапредити примена ОДВ, по основу изналажења решења када су сви на добитку, остаје чињеница да су ретке ситуације када долази до промене ставова. Извесно је међутим да укљученост грађана и стејхолдера у процес доношења одлука, чији је степен могуће градацијски изразити (омогућавање увида у информације, консултације и сл.), доприноси бољем разумевању комплексности (међузависности) односа између елемената не само акватичних већ и осталих екосистема (Blackstock & Richards, 2007). Пружање информација не представља у правом смислу део процеса партиципације – пре се ради о једносмерном току порука (Mostert, 2003). Овај корак је предуслов за консултације које се састоје у расправи поводом предложеног програма мера, према ОДВ, пре него што оне постану део Плана управљања речним басеном.

Главни циљ ОДВ је да сва водна тела постигну „добар” статус који укључује и хемијске и еколошке параметре. Добар статус се одређује као „неизмењено” стање водног тела, уз дозвољено незнатно одступање од природних услова према стандардима предвиђеним Оквирном директивом. Основ утврђивања статуса су тзв. „референтни локалитети” с којима треба поредити анализирано водно тело. Осим речних басена неопходно је дефинисати и специфичне регионе у светлу разлика које постоје између екорегiona. У класификацији се, према томе, најпре полази од екорегiona, односно великих просторних целина (на пример, сливова) и типова река сличних особина. Примера ради, изразитије су разлике по питању квалитету вода између сливова равничарских насупрот сливовима планинских река. У оквиру слива се затим одређује референтни локалитет. На крају се приступа одређивању водних тела при чему се сваки водоток, унутар одређеног слива, дели на индивидуална водна тела која постају локације за мерења, односно мониторинг.

На слици 2.4 су приказани сви параметри који су неопходни за утврђивање статуса водног тела према ОДВ. Да је овај циљ на почетку био преамбициозан показује чињеница да се он није могао реализовати до истека 2009. године, на крају

првоодређеног шестогодишњег периода за имплементацију. Касније су за имплементацију одређени нови шестогодишњи интервали за евалуацију ОДВ – 2009-2015, 2015-2021, те период од 2021. до 2027. године.

Добар статус водног тела одређује се интегралном оценом која изражава елементе квалитета као што су: (1) биолошки (на пример, рибља фауна), (2) хидроморфолошки (на пример, хидролошки режим) и (3) физичко-хемијски (на пример, засићеност кисеоником, рН итд). Резултати новијих истраживања упућују на то да емисија нутријената, и с њом повазана еутрофикација, уз све израженије хидроморфолошке промене на већини речних токова, представљају главне препреке на путу постизања доброг статуса. Такође, емисија токсичних супстанци највише доприноси нарушавању биолошких елемената стандарда квалитета воде (Hein *et al.*, 2010).



Слика 2.4. Параметри статуса водног тела према Оквирној директиви о водама

Одређивање хемијског статуса површинских вода заснива се на поређењу резултата мониторинга с граничним вредностима приоритетних, приоритетних опасних (хазардних) супстанци, те граничним вредностим других загађујућих супстанци које су релевантне за дато водно тело. Хемијски статус се изражава у квалитативном смислу преко два модалитета: „добра статус” или „није постигнут добра статус” (у случају да се прекорачи бар једна гранична вредност). Ова строгост ОДВ је предмет учесталих критичких разматрања. Чланом 16 ОДВ државе-чланице ЕУ су обавезане да развију стратегију у вези са хемијским (органиским и неорганиским) загађењем водних тела.

У циљу процене хемијског статуса како би се одредио укупан квалитет водног тела, својевремено су, 2008. године, дефинисани Стандарди квалитета, EQS – (*Environmental Quality Standards*). Директивом EQS (ЕС, 2008) су дефинисане максимално дозвољене концентрације и/или средње годишње концентрације за 33 приоритетне супстанце и 8 осталих загађујућих материја.

2.3.3. Повезаност Оквирне директиве о водама са осталом регулативом

За примену Оквирне директиве о води неопходно је за одређен басен израдити план управљања речним басеном (*River Basin Management Plan – RBMP*) и мере које ће се предузети у току реализације плана (*Programmes of Measures – PoMs*). Предуслов за испуњење постављених циљева из ОДВ представља спровођење осталих директива које разматрају различите области из домена водних ресурса. Са становишта загађења вода од посебног су значаја:

- (1) Директива о третману комуналних отпадних вода (*The Urban Waste Water Treatment Directive*);
- (2) Директива о одрживом коришћењу пестицида (*The Directive on Sustainable Use of Pesticides*);
- (3) Директива о нитратима (*The Nitrates Directive*);
- (4) Директива о емисијама из индустрије (*The Industrial Emissions Directive*), те
- (5) Директива о опасним супстанцама испуштеним у водену средину (*The Directive Concerning Pollution Caused by Dangerous Substances Discharged into the Aquatic Environment*).

У осмишљавању мера која се односе на смањење последица од преусмеравања природног тока многих река, које је широко распрострањено на европском континенту, требало би укључити и директиве које сагледавају проблем поплава.

Поплаве и на европском простору постају све учесталије и све теже за предвиђање у просторном и временском смислу као и по обиму. Централну Европу погодило је 2013. године седам великих поплава у којима је живот изгубило најмање 19 људи, док је у свету те године регистровано 138 великих поплава. Поплаве су у централној Европи захватиле скоро 250.000 km². у Шпанији 53.000 km², а у Норвешкој 28.000 km² територије (Ђековић и др., 2015). Неколико поплава у Италији, исте године, довеле су до 22 смртна исхода.

Србију су током маја 2014. године погодиле највеће поплаве у њеној нововековној историји када је дошло до највећих оштећења на инфраструктури и људских жртава у доњем делу слива Колубаре. Бујични токови у планинском делу овог слива, уз пратећу појаву клизишта, изазвали су материјалне штете у мањим градовима северозападне Србије (на пример, у Крупњу, Љигу, Осечини итд). Нагло и велико повећање нивоа река (пре свега, Саве, Колубаре, Тамнаве, Јадра, Западне Мораве, Велике Мораве, Млаве и Пека) погодило је око 1,6 милиона људи у 38 општина и градова централне и западне Србије (SEPA, 2015). Поплаве су захватиле и делове слива Саве у суседним државама – на територији Хрватске, односно Босне и Херцеговине. Током минуле три деценије Србија је неколико пута била изложена великим поплавама (1999, 2000, 2005, 2006, 2007, 2009, те 2014. године). Приближно 12,4% територије Србије, односно 10.968 km², изложено је ризику од поплава – највише уз токове Тисе (2.800 km²), Саве (2.243 km²), Велике Мораве (2.240 km²) и Дунава (2.070 km²) (Гавриловић, 1981).

С обзиром на то да су многе европске земље последњих неколико деценија биле изложене поплавама Европска унија је 2007. године, настојећи да овај проблем реши на принципима одрживости, усвојила посебан документ, то јест Директиву о управљању ризиком од поплава (*The Flood Risk Management Directive – FRMD*). Уградња принципа ове директиве у национално законодавство земаља-чланица омогућава такође интегрално међувладино управљање поменутих ризицима на наднационалном нивоу као што је, рецимо, регион, слив и сл. Поменута директива представља логичан наставак циљева заштите животне средине постављених у

претходно усвојеној Оквирној директиви о водама ЕУ. И једна и друга директива у циљу имплементације наглашавају неопходност холистичког управљања речним басенима.

Са становишта примене ОДВ, осим наведених директива које се непосредно односе на квалитет површинских вода, холистички приступ испоставља сагледавање и осталих могућих антропогених утицаја на екосистеме – саобраћаја, пољопривреде итд. Програми мера се, због бриге о компактности екосистема, усаглашавају и са принципима истакнутим у посебним директивама као што су, на пример, Директива о процени еколошког утицаја (*the Environmental Impact Assessment Directive*) или директиве о станишту и птицама (*the Habitat and Bird's Directives*). Земље ЕУ су у међувремену усвојиле Заједничку пољопривредну политику (*Common Agriculture Policy, CAP*) што намеће потребу да се и ово питање угради у ОДВ.

Оквирна директива о водама као стратешки документ изискује операционализацију да би се могла применити у пракси. Због тога је у годинама непосредно по њеном усвајању одржано више стручних саветовања како би се утврдила заједничка процедура за реализацију Директиве за различите потребе. У том смислу су 2003. године Заједничком стратегијом имплементације ОДВ (*Common Implementation Strategy, CIS*) ближе одређени поступци примене ове стратегије у случају значајно измењених и вештачких водних тела (*CIS, 2003*).

У току спровођења Оквирне директиве у земљама ЕУ остварени су задовољавајући резултати по питању различитих аспеката управљања водним ресурсима што документују бројне студије (*Kanakoudis & Tsitsifli, 2010; Tsakiris, 2015; Voeuf & Fritsch, 2016; Jager et al., 2016*). Управљање речним басенима у светлу Оквирне директиве прате и бројни изазови на које се морају изнаћи одговори. Међу њима су и изазови који су испуштени из вида када је усвајана Оквирна директива. Циљевима одрживог развоја усвојеним 2015. године – на крају првог, односно на почетку другог шестогодишњег периода остваривања ОДВ – обухваћена су многа питања везана за акватичне екосистеме. Такође, појавили су се програми у области коришћења обновљивих извора енергије, заштите биодиверзитета, свестранијег сагледавања користи од екосистема и сл.

Климатске промене ипак представљају један од фактора који се неповољно одражава на стање водних ресурса на европском континенту; у првом реду, на повећање зона подложних ризику од плављења, нарушавање квалитета воде, промене у режиму падавина (нарочито у источним и југоисточним деловима Европе) итд. У годинама по усвајању Оквирне директиве, пошто поменуте последице климатских промена нису експлицитно наведене као циљ, отпочело се са уграђивањем ових питања у пратећа оперативна документа (Quevauviller, 2011; Brouwer *et al.*, 2013).

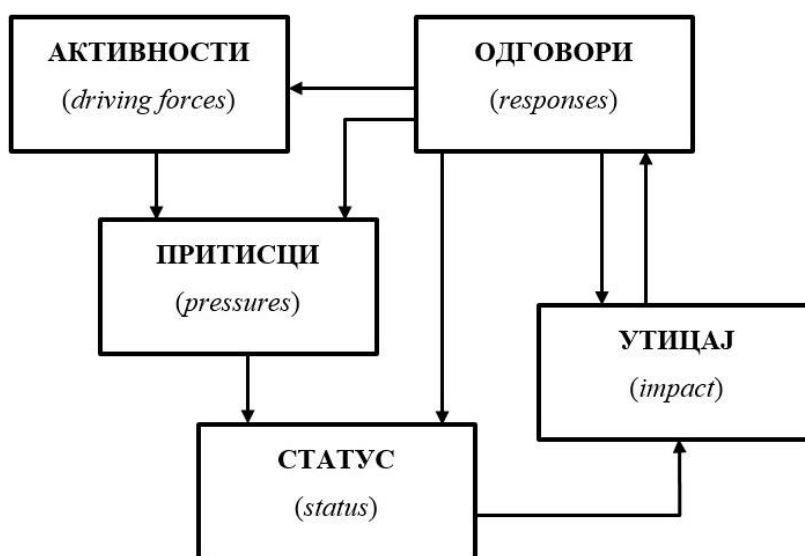
2.3.4. Повезаност Оквирне директиве с моделом ДПСИР

Оквирна директива је због свог холистичког приступа блиска с моделом ДПСИР, развијеном у циљу праћења развоја на основама одрживости, а преко индикатора којима се прате циљеви и очекивани резултати. Акроним ДПСИР односи се, редоследно, на (Smeets & Weterings, 1999):

- (1) основне узроке и покретаче промена у животној средини (*driving force*) – демографска кретања (порастан број становника, урбанизација и сл.), пољопривреду, индустрију, саобраћај и друге економске активности;
- (2) директне последице људских активности, процеса и односа који неповољно утичу на животну средину (*pressure*) – на пример, промене у хемијском саставу воде, промене у протоку воде, промене у коришћењу природних ресурса (река и језера, канала, шума, земљишта и сл.);
- (3) постојеће стање животне средине (*state*) – квалитет и квантитет физичких (на пример, температура), биолошких (на пример, стање рибљег фонда) и хемијских (на пример, концентрације O₂ у природним водама) појава у одређеном подручју;
- (4) последице деловања различитих притисака на животну средину (*impact*) – (на пример, помор риба током лета); те
- (5) одговори (*responses*) – мере које се предузимају како би се побољшало стање животне средине (на пример, строже мере за концентрисане изворе загађења, мере за измену штетних пракси у неким делатностима попут пољопривреде, саобраћаја, енергетског сектора и сл.).

Модел ДПСИР представља проширење модела који је изложен већ 1992. године у Агенди 21, и у коме су индикатори разврстани на: (1) индикаторе притиска

или узрока (*pressure*), (2) индикаторе стања или последица (*state*) и (3) индикаторе одговора (*response*). Годину дана касније је и Организација за економску сарадњу и развој прихватила овај модел као основу за анализу пројеката из области управљања водним ресурсима. Европска агенција за заштиту животне средине је 1999. године утврдила индикаторе који су у складу с ДПСИР моделом (ЕЕА, 1999). Такође, у Оквирној директиви је у члану 5 предвиђено праћење циљева у области управљања водним ресурсима управо на основу модела ДПСИР, који, с друге стране, омогућава свестрано разматрање бројних веза између елемената овог модела.



Слика 2.5. Међузависност елемената у моделу ДПСИР (Према: ЕЕА, 1999)

2.3.5. Примена ОДВ у будућности

Примена оквирне директиве је несумњиво допринела побољшању квалитета површинских вода широм Европе пре свега захваљујући њеном интегралном приступу, односно обједињеном сагледавању свих водних ресурса на површини речног басена. Када је о мониторингу и процењивању ових ресурса реч, предност ОДВ је њена усмереност на питања квалитета екосистема. Циљеви, за које се углавном сматра да су преамбиционизни, чини се да нису усклађени с давно утврђеним роковима.

Мониторинг и процена водних ресурса према ОДВ прате извесне слабости које се износе у новијим анализама. У првом реду се указује на неодговарајуће и непотпуно сагледавање реалација између узрочника загађења и последица по екосистеме. Уобичајено је да се у многим прегледима детаљно разматрају последице органског загађења на различите елементе биолошког квалитета после одређеног времена излагања. С друге стране, недовољно се анализирају последице хидролошких или морфолошких притисака (Schinegger *et al.*, 2018) као и околности када су екосистеми истовремено изложени деловању више узрочника загађења.

III поглавље

ОБЕЛЕЖЈА СЛИВА РЕКЕ ТИСЕ

У овом поглављу се, с обзиром на то да је предмет истраживања дисертације квалитет воде највеће притоке Дунава – Тисе – говори о основним одликама ове европске реке дуге 966 km (Sakan *et al.*, 2007). Слив реке Тисе углавном се простире североисточним делом слива Дунава (801.500 km²), који је уједно и „најинтернационалнији” речни слив у свету – покрива територије 19 земаља и подржава 30 различитих врста екосистема (Kirschner *et al.*, 2009; ICPDR, 2015). Иако само десетина удела слива реке Дунав припада Србији, 92,3% њене националне територије налази се унутар слива реке Дунав (Lászlóffy, 1982).

Повшина сливног подручја Тисе износи 157.186 km² (Lászlóffy, 1982; van Nood *et al.*, 2011). Највећи подслив на сливу реке Дунав пружа пребивалиште за 14 милиона становника пет земаља: Украјине, Румуније, Словачке, Мађарске и Србије. У табели 3.1 су наведене основне карактеристике слива Тисе.

Табела 3.1. Основни подаци о сливу реке Тисе

СЛИВ РЕКЕ ТИСЕ		
Процентуална заступљеност површине слива реке Тисе у земљама Потисја	Украјина	8,1%
	Румунија	46,2%
	Словачка	9,7%
	Мађарска	29,4%
	Србија	6,6%
Процентуална заступљеност површине слива реке Тисе у сливу реке Дунав		19,5%
Средњи годишњи протицај	830 m ³ /s са учешћем од 5,6% у отицају са слива Дунава	

Тиса извире у Украјини, на Карпатима у области Буковина, а својим сливом обухвата Украјину, Румунију, Словачку, Мађарску и, на крају, Србију, у којој се

код Старог Сланкамена ова река улива у Дунав. Њене главне притоке су: Муреш, Кереш, Самош, Шајо и Бодрог (у Мађарској, Словачкој и Украјини). Највећа притока Тисе је река Муреш. На слици 3.1 је приказана густа речна мрежа у сливу Тисе, при чему испресецаност Румуније водотоцима посебно долази до изражаја.



Слика 3.1. Река Тиса са притокама (van Nood *et al.*, 2011: 2)

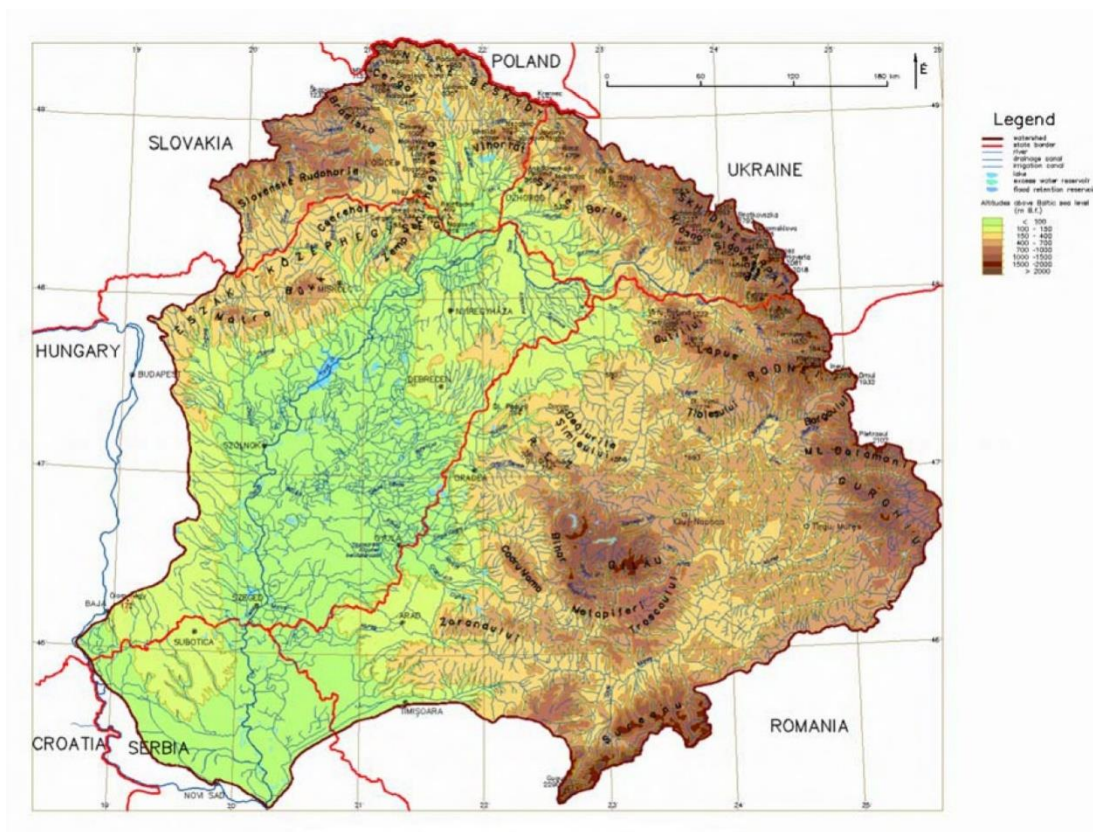
Подручје слива реке Тисе је асиметрично; лева страна покрива 60% целокупног сливног подручја, а притоке са овог подручја утичу на цели систем Тисе (Andó & Vágás, 1972). Сливно подручје има приближно облик круга пречника 520 km у правцу север-југ, односно 460 km у правцу исток-запад (Вујовић, 2014). Река Тиса прикупља воде источне регије Карпатског басена и укупна дужина њеног главног тока данас износи 966 km (у Србији 166 km) (Sakan *et al.*, 2007). Укупна дужина тока Тисе је пре извођења радова на њеној регулацији износила 1.419 km, да би касније била смањена на 966 km по окончању тих радова (Nádudvari & Czajka,

2014). Као последица ових интервенција скоро једна трећина (32%) тока Тисе је на вештачки начин регулисан (Martignago, 2011). Пловећи од свог извора у источним Карпатима у Украјини до ушћа у Дунав код Титела у Србији, река Тиса представља веома важан екосистем за све приобалне земље (Слика 3.2).



Слика 3.2. Главни ток реке Тисе од извора до ушћа (Према: Istvánovics *et al.*, 2010)

Већи део сливног подручја Тисе – скоро две трећине – састоји се од планинских делова слива Тисе и притока у Украјини, Румунији и источном делу Словачке, док преостали део слива чини равница Панонске низије, углавном у Мађарској и Србији (Слика 3.3).



Слика 3.3. Орографија и речна мрежа слива реке Тисе (ICPDR, 2009)

У сливу реке Тисе се, полазећи од управо изложених геоморфолошких обележја читавог сливног подручја, издвајају два главна дела:

- (1) планинска Горња Тиса и њене притоке у Украјини, Румунији, и источном делу Словачке и
- (2) доњи део, углавном у Мађарској и Србији (van Noord *et al.*, 2011). За разлику од котлине Тисе, која се састоји од два дела, географски различитих обележја, у самом току Тисе издвајају се три главна дела:

- (1) Горња Тиса (узводно од ушћа реке Самош),
- (2) Средња Тиса (између ушћа река Самош и Муреш), те
- (3) Доња Тиса (низводно од ушћа реке Муреш).

3.1. Обележја слива Тисе у Србији

Доња Тиса добија воду из Бегеја и других притока индиректно преко система канала Дунав-Тиса-Дунав. Река Бегеј настаје из Старог Бегеја и

Бегејског канала – обе притоке теку из Румуније у Србију. Тиса у Војводини има притоке и са банатске стране (Златица, Галацка и Бегеј) и са бачке стране (Кереш, Чик, Велики канал и Јегричка). Притоке Тисе у Банату су каналисане и прикључене у хидросистем Дунав – Тиса – Дунав (ДТД). Просечна количина воде коју Тиса уноси у Дунав износи 25,4 милијарди m^3 годишње (Pécsi, 1969), док просечан проток Тисе на ушћу у Дунав износи нешто више од $800 m^3/s$ (van Nood *et al.*, 2011).

Упркос малом делу слива Тисе који припада Србији, ово подручје има значајан утицај на режим подземних вода – главни извор водоснабдевања. Сливно подручје Тисе на територији Војводине, премда захвата јужни део Панонске низије, представља простор на коме се степенасто смењују заравњене геоморфолошке целине. Надморска висина непосредног слива Тисе у овом региону се креће од 74 до 143 m (Павић, 2006).

Ширина речног корита се креће углавном у границама од 200 до 220 m, са проширењем корита на праволинијским деоницама тока, односно, његовим сужењем у бројним меандрима. Средња дубина корита креће се у границама од 3,8 до 4,0 m (Лелеш, 2006).

3.2. Значај Потисја за земље басена

Тиса у поређењу са другим већим европским рекама има једну од најприроднијих речних долина у Европи, упркос чињеници да су последњих пола века бројне антропогене активности имале утицај на ово подручје (Zsuga & Szabó, 2005). На темељу ових разлога формира се заједнички интерес земаља овог речног басена за заштитом различитих екосистема који непосредно или посредно зависе од квалитета ове панонске реке (Kovács *et al.*, 2012). Посебан предмет заштите представљају мочварни локалитети (око 300 локалитета) на територији слива Тисе.

Живот и привредне активности милиона људи зависе од одрживог управљања водним ресурсима на подручју слива Тисе. Само на територији Мађарске, којом Тиса (од границе до границе) протиче дужином од 594,5 km (Pécsi, 1969), око 400 насеља и 1.500.000 становника зависи од њеног отицања и квалитета воде (Kovács *et al.*, 2012). На делу слива у Румунији живи преко шест милиона људи.

Српски део слива реке Тисе покрива скоро половину Војводине, северне аутономне покрајине Србије. Река Тиса дели Војводину на два региона: Банат на истоку и Бачку на западу. Ова српска покрајина представља део велике равничарске низије Панонског басена. Регион Војводине је најзначајнија област комерцијалне пољопривреде будући да обрадива земља заузима скоро четири петине њене територије. Ово говори у прилог чињеници да река Тиса има велику улогу у наводњавању овог региона будући да је вода неопходна за пољопривредну производњу, али и да постоје претње загађења ове реке вештачким ђубривима која се користе у пољопривредној производњи. Осим свог огромног водопривредног значаја, због улоге у хидролошком систему Дунав-Тиса-Дунав (ДТД), Тиса у Србији представља потенцијално привлачну туристичко-рекреативну дестинацију. Тиме питање квалитета њених вода постаје још актуелније.

Својевремено спроведена анализа еколошког и хемијског статуса водних тела у сливу Тисе указала је на високо учешће (34%) значајно измењених водних тела (ИЦПДР, 2011). Интересантно је напоменути да је учешће површинских водних тела класификованих као значајно измењена водна тела у сливу реке Тисе (34%) мање него у сливу реке Дунав (40%) (van Noord *et al.*, 2011). Како ове процене нису потпуне, остале су одређене празнине и неизвесности које ће се решити у будућности. Такође, потребно је допунити и значајне празнине у подацима о хемијском статусу.

3.3. Извори загађења водних ресурса у сливу Тисе

Мало који речни ток је последњих деценија био изложен интензивном загађењу из различитих извора као што је то случај с Тисом. Квалитет површинских вода у сливу Тисе је отуда врло значајно истраживачко питање – посебно са становишта Србије као државе чијим северним делом Тиса тече својим најниводнијим делом тока. С обзиром на то да у свим земљама овог сливног подручја постоје бројни извори загађења (концентрисани и дифузни), односно да се већина загађивача Тисе и њених притока налазе узводно, то изискује крајње организован систем мониторинга како би се пратило загађење органским супстанцама, нутријентима, те опасним материјама.

Међународна комисија за заштиту Дунава (ICPDR) је због учесталог настајања акцидената већ 2000. године објавила „Регионални попис потенцијалних ризичних тачака загађивања Тисе у Румунији, Украјини, Словачкој и Мађарској”, док је у Србији годину дана касније сачињен сличан документ – „Катастар загађивача на сливу Тисе у Србији”. Пре скоро две деценије у Тису се непосредно, према предоченим подацима у поменутом катастру, испуштало просечно 15.898 m³ употребљене воде са оптерећењем од 33.293 kg ХПК/дан.

Тиса је изложена сталном загађењу из различитих извора – пољопривреде, хемијских фабрика, комуналних отпадних вода и рударске индустрије – али неретко се дешавају и акцидентне ситуације. Током 2000. године догодила су се два велика случајна загађења Тисе цијанидом. Прво загађење догодило се у ноћи између 30. и 31. јануара када је због ломљења бране флотационих насипа рудника злата на локалитету Биа Маре у Румунији дошло до изливања воде и муља са високом концентрацијом цијанида и тешких метала. Друго случајно загађење догодило се 10. марта када се у реку Висо (притока Тисе), због пуцање бране, излило око 20.000 тона отпадних вода и индустријског муља из резервоара Новат-Биа Борсе. Муљ је садржао високе концентрације цинка, олова и гвожђа (UNDAC Mission Report, 2000; Sakan *et al.*, 2007).

Концентрације ове опасне супстанце, по неким подацима, износиле су и преко 200 пута веће од дозвољених. Осам година касније из Румуније је Тиса донела и преко 1.000 тона ПЕТ амбалаже, односно пластичних флаша, које је са депоније понела набујала река и данима је носила до Дунава и Црног мора. (ICPDR, 2009).

Крајем августа 2007. године Инспекција за заштиту животне средине Републике Србије обавестила је о новом инциденту Секретаријат за заштиту животне средине у Војводини. Наиме, шећерана из Сенте испустила је своје непречишћене отпадне воде услед чега је дошло до помора риба у овој реци. Такође је регистровано значајно загађење у Великом бачком каналу. Утврђено је да је на једном од четири излива ове фабрике у Тису доспела отпадна вода оптерећена кречним млеком. Држава је по први пут у Војводини реаговала привременим затварањем неке фабрике због загађења животне средине.

Међународне институције су евидентирале чак 447 потенцијалних загађивача од којих су 42 јако ризична – у Румунији 24, Украјини 6, Словачкој 1 и Мађарској 11 (IPCDR, 2009). Овоме треба придодати актуелне и потенцијалне загађиваче на простору слива Тисе у Србији, како оне антропогеног порекла (пољопривреда, индустријске отпадне воде, комуналне отпадне воде) тако и оне природног порекла – посебно климатске промене и с њима све чешће изазвани сушни периоди. Површинске воде су најугроженије у близини градова који немају постројења за третман комуналних отпадних вода као и у близини насеља за индустријским постројењима за прераду хране. Из фабрика шећера у Сенти, на пример, свакога дана у Тису доспева у просеку $10.362 \text{ m}^3/\text{дан}$ са оптерећењем од $20.991 \text{ kg ХПК}/\text{дан}$ (Павић и др., 2010: 54).

Резултати праћења квалитета воде Тисе, у дужем временском периоду, показују да овај водоток има углавном задовољавајући стаус. То се може приписати моћи самопречишћавања Тисе, то јест њеној способности да рагради велике количине органских материја што доприноси одржавању доброг квалитета воде. Моћ самопречишћавања Тисе је осетно мања од других великих река у сливу Дунава; на пример, Дрине, Саве или Велике Мораве.

3.4. Сарадња земаља у сливу Тисе

Земље Потисја прихватају изазове по питању унапређења еколошког статуса, односно потенцијала, које испоставља Оквирна директива о водама. Државе овог речног басена су већ 1986. године започеле сарадњу Споразумом о заштити Тисе и њених притока. Сарадња је још више напредовала када је 2000. године формиран Форум за Тису, кога је две године касније оснажила Будимпештанска иницијатива, у циљу одрживог управљања ризицима од поплава.

Претпоставке за прихватање приступа интегралног управљања сливом Тисе створене су 1994. године када су се у Софији све земље Потисја придружиле земљама-потписницама Конвенције о заштити реке Дунава (*the Danube River Protection Convention, DRPC*) – Дунавске конвенције. Међународна комисија за заштиту реке Дунава (*the International Commission for the Protection of the Danube River, ICPDR*), у чијој је надлежности примена Дунавске конвенције, већ је 2002. године отпочела са имплементацијом ОДВ на целом сливном подручју Дунава.

Земљама подслива Тисе је испостављен задатак да припреме план управљања водним ресурсима овог подручја до 2009. године.

Потписивањем Моморандума о разумевању, 2004. године, пет земаља у сливу Тисе се обавезало да припреме План интегралног управљања басеном реке Тисе (*the Integrated Tisza River Basin Management, ITRBM*). Овај план, усвојен почетком 2011. године, био је један од првих планова управљања речним басенима у сагласности с циљевима ОДВ као и с принципима интегралног управљања водним ресурсима (IWRM). Планом је идентификован и скуп мера којима је трабало да се постигне добар статус водних тела, према захтевима ОДВ, до 2015. године (van Noord *et al.*, 2011). Сагледане су, при томе, повољне последице не само на питања квантитета и квалитета водних тела већ и са становишта очувања виталних функција акватичних екосистема у басену реке Тисе.

План за интегрално управљање речним басеном Тисе (ITRBM) укључује: (1) реку Тису са њеним притокама (ако им је површина слива већа од 1.000 m³); (2) главне канале, (3) природна језера (површине веће од 10 km²); (4) те лежишта подземних вода, површине веће од 1.000 m². Специфичност овог плана, у односу на одговарајући план усвојен за слив Дунава, односи се на велики број националних и трансграничних извора подземних вода – укупно 85.

Земље слива Тисе, осим поменутих облика сарадње, менаџменту водних ресурса прилазе и на билетарној основи, оснивајући здружена тела како би лакше решавале питања ризика од поплава, квалитета вода, хидролшка питања и сл. Република Србија је, на пример, са Мађарском формирала Комитет за управљање водама, док је са Румунијом основала Хидротехничку комисију.

Са становишта слива Тисе – у смислу његовог еколошког богатства као и дуге историје неповољних утицаја на екосистеме у басену Тисе – од значаја су и: (1) Директива о међународном значају мочвара (*Convention on Wetlands of International Importance*) усвојена у Рамсару 1971. године; (2) Конвенција о трансграничним ефектима индустријских акцидента из Хелсинкија 1992. године (*UNECE Convention on the Trans-boundary Effects of Industrial Accidents*); (3) као и Оквирна конвенција о заштити и одрживом развоју Карпата, усвојена у Кијеву 2003. године (*Framework Convention on the Protection and Sustainable Development of the Carpathians*).

IV поглавље

КВАЛИТЕТ ПОВРШИНСКИХ ВОДА

Загађеност многих великих река попримила је током минулих деценија велике размере. То се наравно односи и на квалитет воде Тисе, односно њених притока – главни предмет истраживања ове докторске дисертације. Побољшање квалитета речних токова је један од суштински важних циљева који се наводе у многим документима, поменутих у претходним поглављима, а који се односе на актуелне и будуће планове управљања водним ресурсима у басену Тисе, укључујући и део који се простире северним делом територије Србије.

Предуслов за побољшање квалитета Тисе, као и обнављање акватичних екосистема који су с њом повезани, представља добро организован мониторинг различитих параметара квалитета површинских вода (потока, река и језера) који се детаљније разматрају у већем делу овог поглавља. Идентификација параметара (или индикатора) квалитета ових вода није сама по себи довољна уколико је не прати анализа различитих утицаја који утичу на њихову промену. Поузданост система праћења квалитета воде омогућава и лакше вредновање предузетих активности током реализације планова управљања речним басеном.

Од свих површинских вода реке су вероватно најсложенији акватични системи. Реке се карактеришу великим односом површине и запремине што подстиче „интензивне интеракције са атмосфером, уношење материјала суспендованог (раствореног) у атмосферској води, али и сталну размену гасова, нарочито код турбулентног кретања брзих река” (Kastori, 1997: 74). Брзи ток речне воде условљава бројне интеракције са подлогом (стенама и седиментима) речног корита, тако да свака деоница на току реке доприноси у већој или мањој мери промени састава речне воде. Промене хемијског састава су најизраженије приликом мешања речне воде с притокама тако да се приликом постављање мреже мерних станица ово мора узети у обзир. Напослетку, реке се издвајају способношћу

да после неколико дана или седмица у потпуности измене своју целокупну водену масу, уливањем у већу реку или језеро.

4.1. Параметри квалитета воде

Оцена квалитета природних вода заснива се на анализи физичких, хемијских и микробиолошких аспеката воде. Стање водене средине углавном се описује кисеоничким параметрима (раствореним кисеоником и засићеношћу воде кисеоником), температуром, вредношћу рН и електропроводљивошћу. Осим поменутих подједнако су важни и параметри који се односе на воде које су изложене, односно „оптерећене” загађујућим супстанцама из антропогених извора. Параметри „оптерећења” односе се на праћење облика азота и фосфора, биолошке потрошње кисеоника (БПК), хемијске потрошње кисеоника (ХПК), растворене материје, садржај суспендованих честица, присуство патогена, пестицида, метала и сулфата (Грабић, 2012). О оквиру овог одељка детаљније се разматрају својства која се најчешће анализирају у различитим индексним методама за праћење квалитета река и језера.

4.1.1. Физичка својства воде

Физичка својства воде односе се на њену густину, температуру, боју, мирис, укус, мутноћу (турбидитет), провидност (транспарентност), радиоактивност, садржај укупних чврстих материја, те електропроводљивост. На живи свет у акватичним системима највише утичу три физичка фактора: температура, транспарентност и турбулентност воде (Manahan, 2000). На ниским температурама се успорава брзина биолошких процеса, док су високе температуре кобне за већину организама. Провидност је од посебног значаја за раст алги. Најзад, транспортне одлике (кретање) водотока су значајне са становишта преноса хранљивих материја и загађујућих супстанци у води.

4.1.1.1. Температура воде

Температура се сматра једним од најважнијих физичких својстава будући да утиче на брзину одвијања осталих физичких, односно свих хемијских и биохемијских процеса у акватичним екосистемима, укључујући и екосистеме

површинских вода. Температура воде је фактор који одређује растворљивост кисеоника и осталих гасова растворених у води (CO₂, N₂, CH₄ и др.), кисело-базну равнотежу између карбоната и угљен-диоксида, те услове за живот организама у акватичним екосистемима.

Температура воде је веома променљиво својство – варира у опсегу од 0 до 30 °C. Брзина многих реакција у природним водама се двоструко увећава с повећањем температуре за 10 °C (Chapra, 1997). Многи организми се одликују довољно широким распоном еколошке валенце која им омогућава толеранцију изненадних промена температуре. Неким врстама организама које обитавају у хладнијим водама, попут салмонидних риба, не одговара повећање температуре јер оно доводи до бржег сагоревања енергије, односно њеног неефикасног коришћења.

Више температуре воде, у односу на уобичајене, погодују размножавању великог броја микроорганизама-узрочника болести, те паразитских организама који угрожавају животне форме у воденој средини. Брзина раста, с повећањем температуре, посебно долази до изражаја код бактерија и фитопланктона чија се популација може двоструко увећати у веома кратком периоду. Као последица, долази до повећања мутноће воде као и до прекомерног раста алги у околностима повећаног уноса нутријената (Вујовић, 2014).

Температурне промене река које теку пространим равничарским пределима централне и југоисточне Европе побуђују релативно мали интерес међу истраживачима (Łaszewski, 2018). С обзиром на то да су многи речни сливови измењени у односу на првобитно природно стање (нарочито, речни токови), због различитих антропогених утицаја, реална је претпоставка да долази и до промена термичког режима таквих река. Оправдана је отуда потреба да се истраже дугорочни температурни трендови због различитих утицаја на промене температуре површинских вода међу којима су: географска ширина, надморска висина, период године (летњи и зимски), доба дана, покривеност облацима, циркулација ваздуха, проток и дубина реке итд.

4.1.1.2. Електропроводљивост

Електропроводљивост (*Electrical Conductivity*, EC) се односи на способност неког водног тела да проводи електричну струју, а изражава се у $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Електропроводљивошћу се изражава количина соли које су растворене, односно укупан број честица у јонском облику. Електрична проводљивост се релативно лако одређује непосредно по обављеном узорковању применом кондуктометријске технике.

Вредности електропроводљивости природних вода варирају у доста широком опсегу – од 10 до 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Chapman & Kimstach, 1996). Гранична вредност електропроводљивости према важећој регулативи у Републици Србији износи 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ на температури од 20 °C што је незнатно блажи критеријум у односу на вредности које је предложила Агенција за заштиту животне средине Сједињених Држава, а које се крећу у распону од 400 до 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Природне воде се на нормалној температури понашају као слаби електролити будући да су концентрације водоничних и хидроксилних јона приближно једнаке – износе по $10^{-7} \text{ mol}/\text{dm}^3$.

Евентуално одступање измерене вредности електропроводљивости неког водног тела упућује на то да је реч о неком загађењу. На ово физичко својство воде утиче присуство растворених чврстих супстанци у води као што су метали (натријум, магнезијум, калцијум, гвожђе и алуминијум) као и соли – нитрати, сулфиди и хлориди. Електропроводљивост је условљена не само присуством честица у јонском облику, то јест њиховом концентрацијом, већ и бројем јона будући да покретљивост наелектрисаних честица (анјона и катјона) зависи од наелектрисања и величине јона. Јони већег наелектрисања и мање величине брже се растварају у води.

Електропроводљивост зависи и од температуре воде тако да су током летњег периода вредности овог параметра осетно веће. Приближно линеарни карактер повезаности ЕС и температуре поприма нелинеарни карактер на температурама нижим од 3 °C.

Електропроводљивост је, насупрот температури, рН и растворљивости кисеоника, параметар који у мањој мери зависи од фактора средине. То овај параметар чини веома погодним за праћење квалитета река које су изложеније разним изворима загађења. Електропроводљивост се као параметар обично користи када треба проценити да ли је неко водно тело погодно да се користи за наводњавање.

4.1.2. Хемијска својства воде

Хемијска својства воде су у односу на физичка знатно бројнија, а обухватају параметаре као што су: рН вредност, укупна тврдоћа воде, алкалитет воде, концентрације гвожђа, хлорида, сулфата, микрозагађивача, као и БПК, ХПК, потрошња кисеоника из KMnO_4 , слободан CO_2 (Коломејцева-Јовановић, 2010). Хемијске параметре квалитета воде је у циљу лакшег анализирања могуће сврстати у три основне групе, односно оне који се односе на: (1) садржај растворених гасова, (2) садржај неорганских супстанци и (3) садржај органских супстанци.

У природним водама су најприсутнија три метала: калцијум, магнезијум и натријум. Природне воде садрже и елементе из групе тешких метала али у малим количинама јер су ови метали (изузев гвожђа) слабо заступљени у Земљиној кори (Kastori, 1997). Забринутост ипак постоји због последица индустријског развоја, попут повремених акцидената после којих велике концентрације тешких метала могу доспети у реке.

Површинске воде (река и језера) се од остала два извора водоснабдевања (подземних вода и вода из карстних извора) разликују већом променљивошћу многих параметара квалитета и већим садржајем органских материја које доспевају из природних и антропогених извора. Хуминске материје су најзаступљеније од природних извора (80-95%). Комуналне и индустријске отпадне воде представљају главне изворе загађења већине река.

4.1.2.1. Кисеоник

Кисеоник припада групи најважнијих параметара квалитета површинских вода будући да подржава аеробне облика живота у акватичним екосистемима, процес биолошке оксидације, те доприноси повећању способности самопречишћавања природних вода. Садржај раствореног кисеоника је уједно и поуздан индикатор загађења воде органским супстанцама (Живојиновић, 2013). Растворени кисеоник у акватичним системима потиче из атмосфере, процеса фотосинтезе, површинске реарације и денитрификације, док губитак кисеоника из ових система настаје услед одвијања разградње органских материја, респирације, нитрификације, те процеса који се одвијају на седиментима (Palmer, 2001).

Уобичајено је да се користе два индикатора – растворени кисеоник, то јест присуство кисеоника у неком водотоку изржено у милиграмима по литру (*Dissolved Oxygene*, DO) и zasiћеност кисеоником, то јест максимална концентрација овог гаса на датој температури (*Saturated Oxygene*, SO). На температури од 25 °C, на пример, концентрација раствореног кисеоника износи 8,3 mgO₂/l. Међутим, ова количина кисеоника се скоро у потпуности искористи за разградњу једног молекула органске супстанце биолошког порекла представљене општом формулом {CH₂O}, према реакцији (4.1),



односно за оксидацију органске материје, према стехиометријском прорачуну реакције (4.1), од свега 7,8 mg {CH₂O} (Manahan, 2000).

Премда су неки акватични организми адаптирани на ниске концентрације кисеоника у рекама, као граница неповољног утицаја на живи свет одређено је присуство кисеоника од 3 mg/l. Станиште рибљих врста хладних вода, попут лососа и пастрмке, одликује се знатно вишим концентрацијама раствореног кисеоника у односу на рибље врсте топлих вода. Примера ради, пастрмка изискује веома аерисане водене средине, односно концентрацију раствореног кисеоника од 7,5 mg/l (Chin, 2006). Воде с мањим садржајем раствореног кисеоника, у опсегу од 0,5 до 2,0 mg/l, сматрају се хипоксичним, а оне са садржајем мањим 0,5 mg/l аноксичним. Биолошком стресу су изложени многи акватични организми када је растворљивост кисеоника већа од 2 mg/l и мања или једнака 5 mg/l (Bricker *et al.*, 1999).

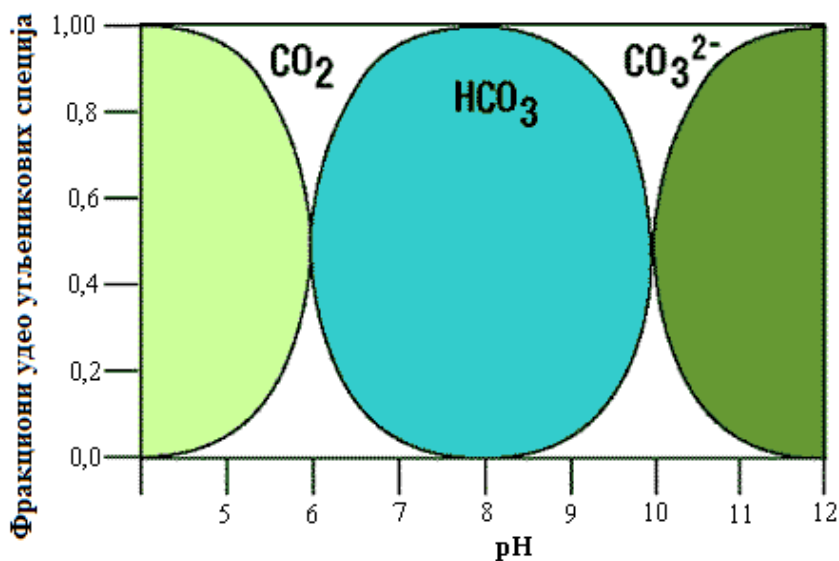
4.1.2.2. рН вредност

Једно од значајних својстава воде које испољава утицај на живи свет, као и на расподелу осталих параметара квалитета воде, представља рН, то јест однос киселости и базности водене средине. Овај параметар се дефинише као негативна вредност логаритма концентрације водоничних јона ($pH = -\log [H^+]$).

Код површинских вода рН вредности се налазе у границама од 6,5 до 8,5 („Сл. гласник РС”, 74/2011). Када је о речним токовима реч, рН углавном одређује

равнотежа између угљен-диоксида и карбоната која је налази у границама од 4,5 до 8,5. У оквиру карбонатног система, који чине угљен-диоксид (CO_2), угљена киселина (H_2CO_3), хидрокарбонатни јон (HCO_3^-), те карбонатни јон (CO_3^{2-}), одржава се динамичка равнотежа између различитих облика угљене киселине (Слика 4.1). Промене рН у току дана настају као последица одвијања процеса фотосинтезе и респирације. Већину акватичних организама, када је о рН реч, карактерише еколошка валенца у границама од 7,2 до 8,7.

У воденим срединама са већим садржајем јона водоника у односу на присуство хидроксилних јона – када је $\text{pH} < 7,0$ – стварају се услови за растварање соли фосфора и азота, што повољно утиче на настанак планктона (Живојиновић, 2013). Снижењем рН повећава се и брзина растварања многих метала (на пример, бабра и цинка). Азот се у киселим растворима појављује у облику амонијум јона који није токсичан за акватичне организме (Gvozdíć *et al.*, 2011). Напошетку, метали присутни у киселијим срединама, због своје повећане растворљивости, постају доступнији за акватичне организме. Највећа снижења рН јављају се као последица повремених акцидената у рударско-металуршкој производњи. С друге стране, испирање (односно, лужење) одложене јаловине (под утицајем атмосферских падавина) оставља дугорочне последице не само на живи свет непосредно у неком водотоку већ и на околне компоненте речног слива; рецимо, земљиште, које због повећане киселости, губи своју плодност.



Слика 4.1. Расподела честица CO_2 , HCO_3^- и CO_3^{2-} у воденој средини

Израженији базни карактер неког водног тела, с друге стране, упућује на недостатак нутријената, токсичност метала као и друге проблеме животне средине. Најзад, при високим рН вредностима (изнад 9,0) својим присуством доминира амонијак који је, за разлику од амонијум јона, веома токсичан за живе организме. До повишења базности природних вода долази и у ситуацијама тзв. „цветања алги”, нарочито у рекама равничарских предела. Апсорбујући бикарбонате алге у процесу фотосинтезе користе CO_2 , ослобађајући хидроксилне јоне.

4.1.2.3. Суспендоване материје

Суспендоване материје представљају део укупних чврстих материја у површинским водама које се филтрацијом могу издвојити. Ове материје се углавном састоје од неорганских (честица прашине, песка, грубе глине итд) и органских компоненти (на пример, органски остаци са површине земље, фито и зоопланктон итд) у приближном односу 30:70. На количину суспендованих материја у речном водотоку пресудно утиче број суначаних дана у току године, а утицајни фактори су и процеси испирања са земљишта (обала), те непосредно ерозионо деловање саме реке (Младеновић-Ранисављевић, 2012). Веће присуство суспендованих материја обично се региструје после обилнијих падавина, поплава, као и после испуштања непречишћених отпадних вода директно у реку (Вујовић, 2014).

Повећано присуство суспендованих материја у површинским водама испољава низ нежељених утицаја на акватичне екосистеме. Смањује се пре свега продирање светлости због смањене ефективне површине, што успорава процес фотосинтезе. Долази и до опадања способности самопречишћавања воде. Ремете се и односи у ланцу исхране с обзиром на то да у мирним водама суспендоване честице често прекривају организме који обитавају на речном дну.

4.1.2.4. Азот у води

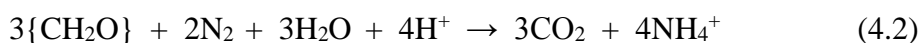
Азот се у акватичним екосистемима појављује у облицима као што су:

- (1) растворени гас азот (N_2);
- (2) органски азот (уграђен у протеине, уреу итд) у јонизованом и нејонизованом облику – амонијум јон (NH_4^+) и амонијак (NH_3); те
- (3) неоргански јонски облици азота – нитрити (NO_2^-) и нитрати (NO_3^-).

Циклус азота. Кружење азота у акватичном систему, у коме важну улогу имају различити микроорганизми, укључује процесе као што су:

- (1) фиксација (уградња) азота у органска једињења;
- (2) нитрификација (процес оксидације амонијака до нитрата);
- (3) редукција нитрата (превођење азота из нитратног јона у једињења азота с нижим оксидационим стањем); те
- (4) денитрификација (редукција нитрата и нитрита до азота што за последицу има губљење азота у гасовитом стању из водене средине).

Процес фиксације азота, описан реакцијом (4.2):



многа је сложенији и још није комплетно разјашњен. Биолошка фиксација азота је кључни биохемијски процес (омогућава раст биљака) који се одвија у животној средини, а посебно у одсуству коришћења синтетичког амонијака, насталог према реакцији (4.3):

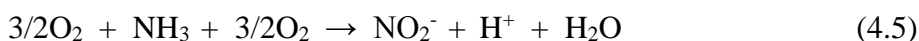


У већини природних вода релативни део усвојеног азота, захваљујући активностима микроорганизама, сасвим је мали у односу азот који потиче од распаднутих органских материја или доспева испирањем земљишта. Способност за фиксацију атмосферског азота у воденој средини имају само неке врсте акватичних организама: на пример, фотосинтетичке бактерије, *Azotobacter*, цијанобактерије итд.

Нитрификација, односно превођење азота у више оксидационо стање у форми нитрата (NO_3^-), према реакцији (4.4),



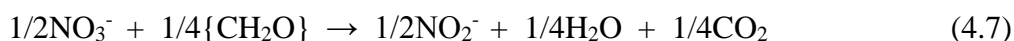
од великог значаја је будући да биљке углавном усвајају азот у облику нитрата. На процес нитрификације у природи као катализатори делују две групе бактерија, *Nitrosomonas* и *Nitrobacter* (Manahan, 2000). У присуству прве бактерије одвија се конверзија амонијака до нитритног јона, према реакцији (4.5),



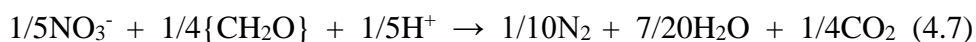
док друга бактерија убрзава оксидацију нитритног до нитратног јона (реакција 4.6):



Редукција нитрата се у општем случају односи на микробиолошки индукован процес у коме се азот присутан у хемијским једињењима редукује до нижих оксидационих стања (реакција 4.7).



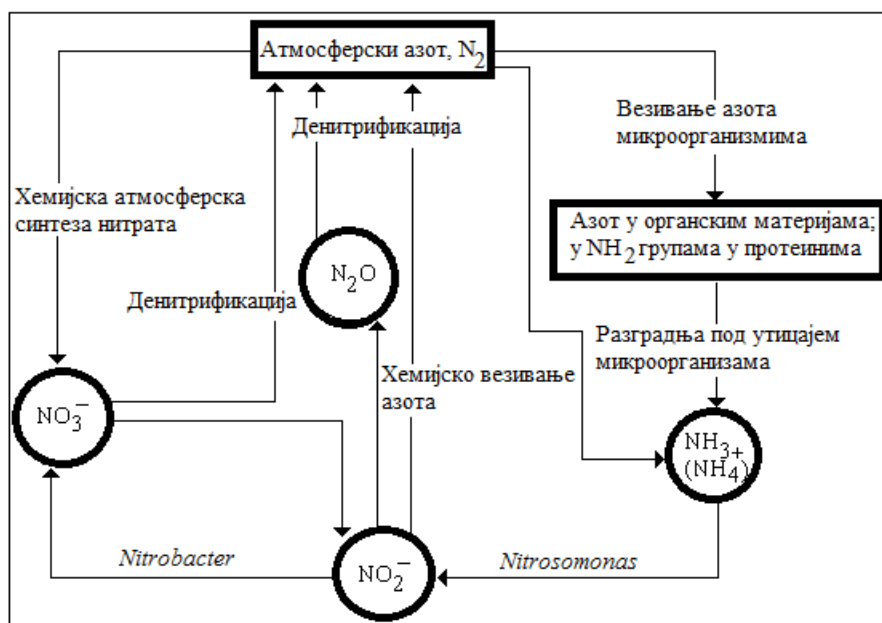
Денитрификација представља посебан случај редукције нитрата када на страни продуката реакције настаје гас који садржи азот, најчешће N_2 . У неутралним природним водама нитрификација се одвија према реакцији (4.8):



Денитрификација је важан процес у природи јер се усвојени азот, по основу реакције (4.7), враћа у атмосферу чиме се завршава кружење азота (Слика 4.2). Азот у атмосферу из водене средине доспева и у форми азот-субоксида. Веће количине

N_2O у односу на N_2 настају током денитрификације у земљишту због повећаних концентрација NO_3^- , NO_2^- и O_2 (Manahan, 2000).

Са становишта утицаја на квалитет површинских вода највећу улогу имају три облика азота: нитрити, нитрати и амонијум јон. Праћење квалитета површинских вода отуда обично почива на раздвајању два индикатора – једног који се односи на мерење укупне количине азота и другог којим се изражава присуство амонијум јона.



Слика 4.2. Циклус азота у присуству микроорганизама (Вуковић, 2005: 133)

Укупни оксиди азота. Укупни оксиди азота представљају збир нитрита и нитрата изражен у mg/l . Амонијум јон најпре подлеже конверзији до нитрита који се затим, реакцијом оксидације, преводи у нитрат – највише оксидационо стање азота. Процес нитрификације стехиомтријски гледано изискује значајан утрошак кисеоника – $4,56 mgO_2/mg NH_4^+$ – јер оксидација сваког атома азота изискује утрошак 4 атома кисеоника. Скоро сав растворени кисеоник у природним водама, присутан у границама од 8 до 9 mg/l , бива утрошен за нитрификацију само 2 mg/l амонијум јона, под претпоставком да нема реаерације (Грабић, 2012). До успоравања процеса нитрификације долази тек када концентрација раствореног кисеоника падне испод 2 mg/l . Нитрификација се несметано одвија у границама рН од 8 до 9 (престаје када је рН < 6) и у температурном опсегу од 20 до 25 °С.

Биљке азот усвајају као амонијум јон и нитрат, који се преко вештачких ђубрива додају земљишту како би било плодније. Испирањем земљишта нитрати доспевају у водна тела, као и органски азот услед испуштања отпадних вода (Chin, 2006). Присуство нитрата у природним водама се отуда стално повећава.

У недостатку кисеоника, односно код аноксије, одвија се у присуству органских материја процес супротан нитрификацији, то јест денитрификација. Велику важност за укупну равнотежу азота у акватичној средини имају и процеси који се одвијају на међуграници воде и седимената. Уколико је у води на дну речног корита присутан кисеоник, настаће услови за процес нитрификације.

Концентрације нитрата у води ретко прелазе границу од 0,1 mg/l, док повећане вредности указују на отпадне воде као извор загађења (Gvozdić *et al.*, 2011). Повишени садржаји нитрата, као и веће концентрације амонијака, обично се узимају као показатељ фекалног загађења. Повећане концентрације нитрита, с друге стране, јасан су показатељ одвијања интензивне минерализације и хипоксије (Младеновић-Ранисављевић, 2012).

Амонијум јон. Амонијачни азот – јонизован облик (амонијум јон) и гас амонијак – настаје декомпозицијом (редукцијом) органских једињења азота. Јонизовани облик азота – важан нутријент алги и акватичних биљака, велики је корисник раствореног кисеоника у води (Chin, 2006). Амонијак, веома токсичан за рибе, присутан је акватичним екосистемима у незнатним количинама. Садржај укупног амонијака у површинским водама обично не прелази границу од 0,2 mg/l, док евентуално измерене вредности веће од 1,0 mg/l већ указују на то да је реч о индустријском или фекалном загађењу. Праћење садржаја амонијака у површинским водама представља отуда један од поузданијих индикатора за процењивање степена загађености датог водотока. На повећано присуство амонијака у површинским водама утиче повећање температуре воде и опадање растворљивости кисеоника.

4.1.2.5. Фосфор у води

Највећи антропогени извори фосфора у површинским водама су испуштене комуналне отпадне воде и воде које доспевају спирањем са пољопривредног

земљишта; посебно оног које се додатно обогаћује вештачким ђубривима. Фосфати су у акватичним екосистемима присутни у различитим облицима, то јест као ортофосфати, метафосфати, полифосфати и органски везани фосфати. Различити облици фосфора су укључени у кружење овог елемента.

Фосфор се често јавља као ограничавајући нутријент за биљке тако да је у природним водама присутан у малим количина у опсегу од 0,005 до 0,020 mg PO₄-P/l. Укупна количина фосфора у природним водама обично се креће испод 0,03 mg/l. Преко ове граничне вредности долази до прекомерног раста алги, односно еутрофикације.

Ортофосфати. Фосфор у облику ортофосфата је од посебне важности са становишта функционисања екосистема копнених вода будући да се јавља као ограничавајући фактор, односно нутријент који недостаје биљкама. Раст биљака биће у недостатку фосфора заустављен упркос доступности азота, то јест када се пређе одређен однос два нутријента, азота и фосфора: N:P > 16:1.

4.1.2.6. Потрошња кисеоника

Присуство кисеоника у води је од кључног значаја за акватичне организме. Смањење концентрације овог гаса из разних разлога (на пример, оксидације амонијума до нитрата), о чему је говорено у одељку о азоту, доводи до опадања квалитета воде. Бројни су корисници кисеоника у акватичним екосистема: животиње, биљке (ноћу) и микроорганизми у току разлагања органских материја. У мониторингу квалитета вода користе се углавном два параметра: (1) биохемијска потрошња кисеоника и (2) хемијска потрошња кисеоника. Оба параметра се изражавају на основу потрошње кисеоника – mgO₂/l.

Биохемијска потрошња кисеоника (БПК). Биохемијска потрошња кисеоника је најстарији параметар којим се изражава укупни садржај биоразградивих органских материја у води. Аналитичким одређивањем БПК се одређује количина кисеоника која је хетеротрофним микроорганизмима потребна да у аерисаној средини на температури од 20 °C оксидишу присутне органске супстанце. Биохемијска потрошња кисеоника се углавном одређује за период од 5 дана (БПК₅) тако да овај параметар не показује укупни садржај органских супстанци у води. Током петодневног периода разгради се од 70 до 80% присутних

органичних супстанци (Младеновић-Ранисављевић, 2012). Пошто је за одређивање потпуне БПК потребан дужи инкубациони период (од 21 до 28 дана), потпунији увид у биолошку разградивост органског оптерећења у акватичном екосистему могуће је стећи из односа БПК₅/БПК_{укупно}. Присутне органске материје лакше подлежу микробиолошкој разградњи када се овај однос приближава јединици.

Измерене вредности БПК₅ веће од 10 mg/l поуздан су показатељ загађености воде. Повишењу БПК₅ доприносе како концентрисани (на пример, отпадне воде из прехранбене индустрије с повећаним садржајем шећера или ефлуенти са живинарских фарми, млекара и сл.), тако и расути извори загађења попут ерозије и спирања површинских слојева земљишта (Грабић, 2012).

Биохемијска потрошња је важан параметар у сагледавању еколошког статуса водног тела. Река, на пример, може бити станиште за пастрмку уколико се БПК₅ креће око 3 mg/l, док је водоток незагађен када су добијају вредности БПК₅ ниже од 2 mg/l (Chin, 2006).

Хемијска потрошња кисеоника (ХПК). Овај параметар се примењује код мерења и изражавања загађености индустријских отпадних вода. Под дејством јаких оксидационих средстава (на пример, K₂Cr₂O₇) највећи број органских једињења се оксидише до CO₂ и воде. Измерене вредности за ХПК су веће од БПК, а разлике су утолико израженије што је већи удео биолошки неразградивих материја у отпадној води. Вредности ХПК површинских вода обично се крећу око 20 mgO₂/l, или мање, уколико су водотоци незагађени, односно до 200 mg O₂/l уколико се у њих испуштају отпадне воде (Вујовић, 2014).

Потрошња перманганата. Вредност ХПК се често поистовећује са сличном мером – потрошњом калијум-перманганата (KMnO₄), неопходног за хемијску оксидацију органских супстанци присутних у једном литру воде под одређеним условима. Ово је ипак погрешно будући да одређене стабилне супстанце не подлежу оксидацији, те тако не представљају део овог параметра (Коломејцева-Јовановић, 2010). Осим тога, неке неорганске супстанце (на пример, NO₃⁻, Fe²⁺, H₂S) подлежу под одређеним условима оксидацији у присуству KMnO₄ (Киурски-Милошевић, 2015).

Количина утрошеног KMnO₄ ипак служи као добар показатељ квалитета природних вода. Код природних водних тела утрошак је мањи од 4 mg/l KMnO₄,

док код прилично загађених вода утршак перманганата износи преко 16 mg/l. Прописи у Републици Србији налажу да вода за пиће не сме да има већу вредност потрошње KMnO_4 од 12 mg/l.

4.1.2.7. Микроорганизми у води

Саставни део микробиолошких испитивања узорка воде представља и анализа присуства патогених организама. Многи микроорганизми (бактерије, протозое, гљиве, вируси и алге) сматрају се патогеним што отежава и чини скупим одређивање њихових концентрација у различитим срединама, укључујући и акватичне системе. Патогени доспевају у површинске воде због лошег третмана канализационих, градских и отпадних вода из домаћинства, као и из пољопривреде (Воза, 2016). Најбољи индикатор ове врсте загађења су колиформне бактерије.

Колиформне бактерије, широко распрострањене у животној средини, поступцима дезинфекције ефикасно се уклањају из воде за пиће. Светска здравствена организација (WHO) је дала препоруку да се природна цревна бактерија *Escherichia Coli* (*E. Coli*), која припада групи колиформних бактерија, користи као основни показатељ за изражавање квалитета воде за пиће са санитарног становишта. Бактерије *E. Coli* имају ограничену способност да опстану у рекама и седиментима; њихов опстанак у овој средини зависи од физичко-хемијских фактора попут температуре, влажности, радијације, рН, садржаја нутријената и органских материја, те еколошких утицаја (процеса конкуренције, предаторства и сл.). (Singh, 2014).

Измерен број ових бактерија у неком водном телу узима се као показатељ његовог загађења фекалним материјама, чији извор могу бити и санитарне и градске депоније.

4.2. Класификација природних вода

Уредба о категоризацији водотока и Уредба о класификацији вода у Републици Србији („Сл. гласник СРС”, бр. 5/1968) представљају већ деценијама основ за разврставање по основу 11 показатеља квалитета свих површинских вода

у четири категорије. Водоток се на основу упоређивања измерених са граничним вредностима анализираних индикатора квалитета може свстати у четири класе – I, II, III и IV, те VK (ван класе). Да би се одредила одговарајућа класа за дати водоток, неопходно је одредити: присуство суспендованих материја, укупни суви остатак, рН, растворени кисеоник, степен сапоробности по Либману, степен биолошке продуктивности, највећи број колиформних клица, видљиве отпадне материје, те боју и мирис („Сл. гласник СРС”, бр. 5/1968).

Површинске воде највише I класе налазе се у природном стању а уз евентуалну дезинфекцију могуће их је користити за пиће и у прехранбеној индустрији, те за гајење осетљивих врста риба. Воде сврстане у II класу, такође у природном стању, могуће је користити за рекреацију (купање, спортске активности и сл.) и као станиште за неке врсте риба. Вода ове класе може се користити и за пиће и потребе у пољопривреди тек после конвенционалног третмана. Вода III класе квалитета користи се за наводњавање, а у индустрији (изузев прехранбене) тек после примене стандардних метода обраде. Напослетку, воду IV класе могуће је користити само после одговарајућег третмана.

Уредба о класификацији вода међурепубличких водотока, међудржавних вода и обалног мора Југославије представљала је значајан искорак у смислу бољег мониторинга површинских вода. Увођење нових показатеља – zasiћење кисеоником (%O₂), хемијска потрошња кисеоника, токсичне материје и степен радиоактивности – омогућило је стицање детаљнијег увида у процесе који се одвијају у акватичним екосистемима („Сл. лист СФРЈ”, бр. 6/78). Основни недостатак поменуте две уредбе огледа се у томе што није прецизно прописан поступак за одређивање укупне класе квалитета водотока.

4.2.1. Категорије еколошког и хемијског статуса површинских вода

Када је 2010. године усвојен нови Закон о водама („Сл. гласник РС”, бр. 30/2010) настали су повољнији услови за организовање мониторинга у сагласности са препорукама Оквирне директиве о водама. Овоме су пре свега допринели усвојени пратећи документи као што су:

(1) Правилник о утврђивању водних тела површинских и подземних вода („Сл. гласник РС”, бр. 96/2010);

(2) Правилник о референтним условима за типове површинских вода („Сл. гласник РС”, бр. 67/2011);

(3) Правилник о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода („Сл. гласник РС”, бр. 74/2011);

(4) Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање („Сл. гласник РС”, бр. 50/2012).

Поменути правилницима стекли су се 2012. године услови за организовање мониторинга према смерницама ОДВ и у Србији. Под окриљем Агенције за заштиту животне средине спроводи се Програм мониторинга статуса површинских и подземних вода, при чему се посебан обиман извештај – Резултати испитивања квалитета површинских и подземних вода – објављује сваке године (<http://www.sepa.gov.rs>).

Мониторинг површинских вода у смислу ОДВ реализује се као: (1) надзорни, (2) оперативни и (3) истраживачки. Надзорни мониторинг се спроводи како би се утврдио статус водних тела и стекао увид у дугорочне промене. Оперативни мониторинг се усредсређује на водна тела за која је утврђено да су изложена ризику. Најзад, предмет истраживачког мониторинга су водна тела којима је већ додељен „слаб” или „лош статус” а спроводи се у циљу идентификације фактора који су довели до таквог стања.

Оквирном директивом је постављен општи циљ да се за сва водна тела постигне „добар еколошки статус” и „добар хемијски статус”. Што се тиче водних тела категорисаних као „значајно измењена водна тела” и „вештачка водна тела”, циљ је постизање „доброг еколошког потенцијала”.

Вештачка водна тела (ВВТ) представљају површинске воде које су створене људском активношћу. Значајно измењена водна тела (ЗИВТ), у смислу ОДВ, представљају делове водотока који су различитим људским активностима суштински измењени тако да својим обележјима одступају од природних водних тела (ПВТ). Примери израженог антропогеног утицаја на реке су, рецимо: изграђени насипи непосредно уз обале реке чиме се смањује природна зона плавлена, изграђене акумалације, те утврђивање корита у пуном профилу

применом вештачких материјала што убразава ток реке. Мало који дужи водоток у Европи је сачувао природно стање. Пример Рајне је индикативан. Ова река је од 1880. године до средине прошлог века код Карлсруеа само три пута достигала максимални водостај од 8 m, док се током 1980-их година ово поновило осам пута. Истовремено се проток воде због вишедеценијског утврђивања обала стално увећавао. Талас Рајне некада је од Базела до Келна стизао за 63, а крајем прошлог века за свега 23 часа (Ракић, 1997).

Слично се може рећи и за реку Тису чији се квалитет воде истражује у овој дисертацији. Ток Тисе кроз Србију, дужине 164 km, истовремено има обележја и природног и вештачког водотока јер је корито реке највећим делом настало сопственим радом, док су изградњом неколико канала креирани антропогени фактори „диригованог речног режима” на већини деоница ове реке (Штрбац, 2014). Ушће Тисе под утицајем је успора од изграђене бране у оквиру Хидроенергетског и пловидбеног система „Ђердап” на Дунаву (1972), док је ток Тисе узводно од Бечеја изложен утицају успора од бране код Новог Бечеја, подигнуте 1977. године на 63. km од ушћа у Дунав (Вујовић, 2014).

Према Правилнику о утврђивању водних тела површинских и подземних вода („Сл. гласник РС”, бр. 96/2010), водна тела у водотоцима су категорисана као: „реке”, то јест природна водна тела (ПВТ), ЗИВТ и ВВТ. Када је 2011. године донешен Плана управљања водама за слив реке Дунав (2011), придодата је категорија тзв. „кандидата” за стицање статуса значајно измењеног водног тела (К_ЗИВТ). За доношење одлуке у овом смислу неопходни су резултати биолошког мониторинга.

„Еколошки статус” се према ОДВ односи на квалитет структуре и функционисање акватичног екосистема, а утврђује се у сагласности с посебним прописом. „Добар хемијски статус” површинске воде подразумева да концентрација загађујућих супстанци не прелази стандарде квалитета утврђене посебним прописом. „Добар еколошки потенцијал” се одређује за водна тела категорисана као ЗИВТ или ВВТ.

Еколошки статус река изражава се неким од следећих атрибута: одличан (I), добар (II) и умерен (III). Еколошки потенцијал ВВТ и ЗИВТ може бити максималан (I), добар (II) и умерен (III). Површинске воде које имају еколошки статус или

еколошки потенцијал нижи од умереног оцењују се као слабе (IV), односно лоше (V). Свако водно тело је неопходно, у циљу процене еколошког статуса и еколошког потенцијала, сврстати у неки од шест типова (Вујовић, 2014):

- (1) велике низијске реке (преовладава фини нанос);
- (2) велике реке (преовладава средњи нанос), изузев река Панонске низије;
- (3) мали и средњи водотоци предела надморске висине до 500 m (преовладава крупна подлога);
- (4) мали и средњи водотоци предела надморске висине изнад 500 m (преовладава крупна подлога);
- (5) водотоци Панонске низије осим водотока разврстаних у оквиру Типа 1;
- (6) мали водотоци изван Панонске низије, а који нису обухваћени типом 3 и 4, те водотоци који нису обухваћени Правилником о утврђивању водних тела површинских и подземних вода („Сл. гласник РС”, бр. 96/2010).

Тиса се као велика низијска река са димензијом финог наноса припада Типу 1. Еколошки статус и еколошки потенцијал се процењују на основу вредности параметара којима се дефинишу границе између класа еколошког статуса као и граница између класа еколошког потенцијала. У табели 4.1 су приказане вредности ових параметара за реке које припадају Типу 1.

Уколико се измерена вредност параметра еколошког статуса или еколошког потенцијала налази на граници класа, онда се испитивано водно тело сврстава у класу нижег квалитета. Дође ли до одступања једног или више параметара од утврђених граничних вредности, онда се еколошки статус, односно економски потенцијал водног тела може категорисати највише као умерен.

Табела 4.1. Границе класа еколошког статуса и границе класа еколошког потенцијала за типове површинских вода (реке - Тип 1) („Сл. гласник РС”, бр. 74/2011)

Параметар	Јединице	Границе између класа еколошког статуса			
		I-II	II-III	III-IV	IV-V
ХЕМИЈСКИ И ФИЗИЧКО-ХЕМИЈСКИ ПАРАМЕТРИ ОЦЕНЕ ЕКОЛОШКОГ СТАТУСА					
рН вредност		6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	<6,5; >8,5
Растворени кисеоник	mg/l	8,5	7,0	5,0	4,0
БПК-5	mg/l	2,0	5,0	8,0	20,0
Амонијум јон (NH₄-N)	mg/l	0,1	0,3	0,8	1,0
Нитрати (NO₃-N)	mg/l	1,0	3,0	6,0	15,0
Ортофосфати (PO₄-P)	mg/l	0,02	0,1	0,2	0,5
Укупни растворени фосфор (P)	mg/l	0,05	0,2	0,4	1,0
Хлориди	mg/l	50	100		
МИКРОБИОЛОШКИ ПАРАМЕТРИ ОЦЕНЕ ЕКОЛОШКОГ СТАТУСА					
Укупни број колиформних бактерија	број/100 ml	500	10.000	100.000	1.000.000

V поглавље

МЕТОДОЛОШКИ ПРИСТУП

Реке су одувек представљале витални ресурс копнених вода тако да није случајно што су прве цивилизације настале у речним долинама. И у савремено доба човекова егзистенција се умногоме заснива на одвијању основних функција у речним екосистемима, односно у складном односу између различитих делова речног басена. На квалитет и карактеристике слива утичу разни фактори као што су величина слива, климатски режим, количина воде која се креће басеном, однос између природних и антропогених екосистема, те обележја људских делатности на одређеном подручју. Одговарајући модели управљања и стратегије заштите отуда се разликују од слива до слива.

Природне површинске воде садрже мноштво супстанци о којима је било говора у претходном поглављу а захваљујући интензивирању људских активности током прошлог века (посебно од 1970-их година), њихов број се још више увећао. Питање квалитета површинских вода, као и развијање одговарајућих техника за моделовање квалитета ових вода, постало је предмет опсежних истраживања широм света. С обзиром на велики број променљивих које се узимају у обзир при одређивању укупног квалитета воде речне воде, изражен неком индексном методом (у овом раду, коришћењем методе SWQI), потенцијалну повезаност између већег броја коришћених параметара могуће је на најбољи начин испитати применом метода мултиваријационе статистичке анализе. Предности техника мултиваријационе анализе огледају се у томе ^{што} омогућавају:

- (1) добијање већег броја корисних информација из посматраног статистичког скупа;
- (2) откривање образаца понашања на основу међусобног односа великог броја варијабли; те

(3) утврђивање да ли је одређена међузависност (одређена тестом статистичке значајности) од суштинске важности или је резултат различитих грешака; на пример, приликом узорковања (Живојиновић, 2013).

У овој докторској дисертацији постављени циљеви биће реализовани, а истинитост формулисаних хипотеза утврђена, на основу метода контроле квалитета и метода мултиваријационе зависности – посебно оних којима се испитује међузависност између више утицајних фактора. Сва статистичка израчунавања извршена су коришћењем софтверског пакета SPSS V.17.0. Избор поменутих метода проистиче из специфичности испитивања одабраног предмета истраживања будући да се ради о одређеном речном систему, односно природном систему високог степена комплексности.

Већина раније спроведених истраживања указују на то да мултиваријационе технике помажу у тумачењу опсежних скупова података, омогућавају идентификацију извора загађења воде (на тачкасте или нетачкасте изворе) и пружају моћно средство за поуздано управљање водним ресурсима (Liu *et al.*, 2003; Singh *et al.*, 2004; Iscen *et al.*, 2008; Liao *et al.*, 2008; Varol *et al.*, 2012; Hamchevici & Udrea, 2013; Вујовић и др., 2013; Voza *et al.*, 2015; Tokatli, 2015; Hua *et al.*, 2016; Uncumusaoğlu & Akkan, 2017).

5.1. Индексне методе праћења квалитета воде

У циљу побољшања услова за размену информација о квалитету вода, а за потребе различитих учесника у процесу управљања водних ресурса, развијен је читав низ индексних метода које на једноставан и сажет начин изражавају укупан квалитет неког водног тела. Најпознатији међу њима је индекс квалитета воде (*Water Quality Index*, WQI) који омогућава трансформацију мноштва података у један нумерички показатељ којим се изражава одређен степен квалитета воде. Током времена методе индекса квалитета воде су прилагођаване различитим областима примене, укључујући и површинске воде. Почев од Хортона (Horton, 1965), многи аутори су допринели развоју ове методе за анализу квалитета воде (Brown *et al.*, 1970; Steinhart *et al.*, 1982; Said *et al.*, 2004; Mangukiya *et al.*, 2012).

По узору на WQI Агенција за заштиту животне средине Министарства животне средине Републике Србије развила је посебан индекс – SWQI (*Serbian*

Water Quality Index). Увођење овог индекса допринело је потпунијем сагледавању стања површинских вода и бољем извештавању јавности о овом питању из домена заштите животне средине (Вељковић и др., 2012; Veljković 2013; Takić *et al.*, 2012). Информације добијене на овај начин су од велике користи и креаторима одговарајућих политика у области заштите животне средине, јавног здравља и сл. (Singh & Ghosh, 1999). Детаљна анализа добијених вредности WQI у дужем временском раздобљу омогућава сагледавање будућих трендова квалитета површинских вода (Singkran *et al*, 2010).

Израчунавање SWQI се заснива на параметрима (укупно 10) не само физичко-хемијског него и микробиолошког квалитета, што је у складу и са Оквирном директивом. Ти параметри, на основу који се израчунава композитни индикатор квалитета површинских вода, односе се на: засићеност кисеоником, биолошку потрошњу кисеоника, амонијум јон, рН вредност, укупне оксиде азота, ортофосфате, суспендоване материје, температуру, електропроводљивост и бројност колиформних бактерија („Сл. гласник РС”, бр. 37/2011). Сваки од наведених елемената квалитета има одређену вредности квалитета, q_i , и тежински коефицијент, w_i . Пошто се наведени параметри разликују по свом уделу у укупном квалитету воде, њима се додељују одговарајући тежински коефицијенти, чији збир је наравно једнак јединици. Потом се за сваки параметар понаособ израчунава вредност производа $q_i \times w_i$. У табели 5.1 предочене су максималне $q_i \times w_i$ вредности за свих 10 параметара према SWQI методи.

Својим значајем за квалитет површинских вода, као што се може запазити, издвајају се засићеност кисеоником, биолошка потрошња кисеоника, присуство амонијум јона и колиформних бактерија. Када се за одређено водно тело израчуна композитни индекс квалитета, оно се према вредности за SWQI сврстава у једну од пет категорија квалитета (Табела 5.2).

Вредност SWQI се одређује коришћењем формуле (5.1):

$$\text{SWQI} = 0,18\% \text{O}_2 + 0,15\text{BPK}_5 + 0,12\text{NO}_4 + 0,09\text{pH} + 0,08\text{N} + 0,08\text{PO}_4 + 0,07\text{SM} + 0,05\text{t} + 0,06\mu\text{S} + 0,12\text{MPN} \quad (5.1)$$

Табела 5.1. Параметри и њихове максималне $q_i \times w_i$ вредности (Veljković *et al.*, 2010)

Параметар	Максимална вредност ($q_i \times w_i$)
Засићеност воде кисеоником	18
БПК-5	15
Амонијум	12
рН	9
Укупни оксиди азота	8
Ортофосфати	8
Суспендоване материје	7
Температура	5
Електропроводљивост	6
<i>E. coli</i>	12
SWQI= $\sum(q_i \times w_i)$	100

Табела 5.2. Усаглашеност нумеричких и описних индикатора површинских вода

Вредност	100 – 90	89 – 84	83 – 72	71 – 39	38 – 0
Описни индикатор	Одличан	Веома добар	Добар	Лош	Веома лош
Боја	Тамно плава	Светло плава	Зелена	Жута	Црвена
Класа		I	II	III	IV

Индекс SWQI укључује десет поменутих параметара квалитета. Требало би напоменути да се у новијим анализама квалитета речне воде користила и индексна метода (WQI) с мањим бројем параметара. За анализу квалитета пет река у Тајланду у петогодишњем периоду (2003-2007), на пример, коришћено је у односу на SWQI двоструко мањи број параметара, то јест: растворљивост кисеоника, биохемијска потрошња кисеоника, присуство нитрата и азота, укупан фосфор, суспендоване материје и колиформне бактерије (Singkran *et al.*, 2010). У анализи воде реке Годавари (Индија) у трогодишњем периоду (2009-2012) дошло се до сазнања да је осам параметара од значаја за изражавање укупног квалитета тог водотока – рН, растворени кисеоник, електропроводљивост, укупне суспендоване материје, укупни алкалитет, укупна тврдоћа, присуство калцијума, те садржај магнезијума (Akkaraboyina & Raju, 2012). За сумарно изражавање квалитета подземних вода, за разлику од површинских, потребан је већ број параметара (Mangukiya *et al.*, 2012).

Наведени примери указују на потребу свеобухватне анализе података по основу неке од индексних метода како би се изнашла одговарајућа комбинација параметара. Добијена вредност индекса у овом смислу требало би да укључи и различите специфичности које прате речне системе. У овом раду је SWQI одређиван не само на току Тисе кроз Србију већ и на њеном сливном подручју које укључује како притоке тако и вештачка водна тела, односно канале.

5.2. Мултиваријациона статистичка анализа

Техникама мултиваријационе анализе утврђују се међусобни односи између променљивих (више од две), при чему је одређеним методама могуће идентификовати и обрасце подударности, то јест односа између већег броја променљивих.

Технике мултиваријационе анализе обично се сврставају у две групе, то јест на оне којима се анализира зависност, односно међузависност. Технике „зависности” се усредсређују на објашњење и предвиђање варијација једне зависне променљиве на основу независних променљивих. Технике „међузависности”, с друге стране, све променљиве (које описују дати систем) анализирају на идентичан начин како би се изнашао особен начин понашања варијабли. Претпоставка за то је да нема теоријског основа за поделу свих разматраних варијабли на два подскупа варијабли (зависних и независних), те се прибегава анализи међузависности. Осим наведеног постоје и други критеријуми за поделу метода мултиваријационе анализе (Радојичић, 2007). Основ класификације може бити оријентација ка испитивању међузависности варијабли или међузависности објеката. У првом случају се сагледавају колоне матрице података тако да основу ових метода мултиваријационе анализе представља коваријациона или корелациона матрица. У другом случају се у циљу поређења објекта посматрају одговарајући редови у матрици података не би ли се одредили различити степени блискости између два објекта.

На избор одговарајуће технике за анализу матрице података утиче већи број фактора: тип података с којима истраживач располаже, обележја самог феномена (предмета) истраживања, обележја саме технике као и циљ истраживања. Методе мултиваријационе анализе не користе се само у циљу редукције мноштва података,

чиме се увелико поједностављује сложена структура истраживаног феномена, већ и у процесу закључивања. У том смислу се оцењује, рецимо, степен међузависности варијабли и/или се тестира њихова статистичка значајност (Ђоковић, 2013). Напоследку, неким од техника мултиваријационе анализе могуће је генерисати нове хипотезе.

У средишту анализе параметра квалитета воде слива Тисе, са становишта овог рада, налази се међузависност како би се утврдила сличност, односно различитост међу посматраним варијаблама. Код испитивања међузависности обично се користи неколико техника мултиваријационе анализе: факторска анализа (*Factor Analysis*, FA), анализа главних компоненти (*Principal Component Analysis*, PCA), те анализа груписања, односно кластер анализа (*Cluster Analysis*, CA), те ће оне представљати окосницу методолошког приступа у овом раду. Кластерска анализа се обично користи за откривање специфичних повезаности између места узорковања површинске воде, док су методе FA/PCA одговарајуће за идентификацију еколошких аспеката загађујућих супстанци на акватичне системе (Andrade *et al.*, 2008).

Пошто су циљеви факторске и анализе главних компоненти исти, слични су и поступци њиховог извођења, односно PCA се сматра посебним случајем факторске анализе. Суштинска разлика између PCA и FA огледа се у начину посматрања података. Науспрот PCA која у разматрање узима дијагоналне елементе (варијансе), предмет посматрања факторске анализе су вандијагонални елементи дисперзионе матрице, односно коваријансе.

5.2.1. Анализа главних компоненти

Анализа главних компоненти омогућава: (1) стицање увида у најрелевантније параметре који описују читав скуп података; (2) редуkcију података; те (3) сумарно изражавање статистичке корелације међу параметрима квалитета воде уз минимално губљење оригиналне информације (Wunderlin *et al.*, 2001). Стреми се при томе изналажењу линеарне комбинације оригиналних варијабли уз услов да се задржи што већи износ варијансе почетног скупа променљивих. Главне компоненте се сукцесивно издвајају уз услов да су међусобно некорелисане и да „обухватају у максималном износу преостали део

укупне варијансе који није обухваћен претходно издвојеним компонентама” (Живојиновић, 2013: 33). Анализом главних компоненти две или више променљивих линеарно се комбинују у нову варијаблу (Helena *et al.*, 2000).

Поступак анализе главних компоненти се састоји од четири корака, то јест од: (1) израчунавања коваријационе матрице, (2) екстракције фактора, (3) ротације фактора и (4) израчунавања факторских скорова. Најпре је потребно израчунати коваријациону матрицу за све варијабле како би се проценило да ли је факторски модел валидан. Изналазе се они фактори који ће изражавати више варијабли тако да варијабле морају бити у међусобним корелацијама. При томе се, као показатељ јачине везе између променљивих, користи парцијални коефицијент корелације. Вредности ових коефицијаната требало би да буду приближно нула уколико су задовољени услови за примену факторске анализе. Други корак – екстракција фактора – односи се на одређивање броја фактора неопходних за представљање података као и технике за њихово издвајање. Наредни корак – ротација фактора – представља конверзију података у циљу олакшања њиховог тумачења. Завршни корак се односи на израчунавање скорова за сваку опсервацију и сваки фактор.

5.2.2. Кластер анализа (анализа груписања)

Кластер анализа, односно анализа груписања, користи се у сврху разврставања објеката у групе по основу сличности. Анализа груписања је у том смислу слична дискриминационој анализи – разлика је у томе што код СА групна припадност објеката и коначан број група нису унапред одређене. Комбинована примена дискриминационе и кластер анализе (*Combined Cluster and Discriminant Analysis*, CCDA) омогућава оптимизацију мрежа мерних станица за праћење квалитета површинских текућих вода (Tanos *et al.*, 2015).

Анализа груписања користи се за реализацију четири могућа циља (Anderberg, 1973):

- (1) истраживање података (откривање непознате структуре објеката);
- (2) свођење (редукција) броја објеката;
- (3) генерисање хипотеза (анализом груписања скупа података непознате структуре формирају се групе – њихов број и састав може бити од помоћи код постављања хипотеза о структури података);

(4) предвиђање.

У овој дисертацији се, од могућих поступака груписања података (хијерархијских и нехијерархијских), користи хијерархијски приступ груписању који обухвата четири технике: агломеративну, дивидивну, преклапајућу и фази. Итеративност је суштинска одлика хијерархијских метода груписања, што значи да се једном формиране групе стално проширују новим објектима са сваком наредном итерацијом. Објекти се групишу на основу обележја која се мере код сваког објекта. Формиране групе објеката требало би да се карактеришу високом интерном хомогеношћу (то јест, сличношћу) унутар кластера, односно високом екстерном различитошћу између кластера. У основи аналитичких поступака груписања, који се заснивају на формалним правилима, налази се матрица података која се састоји од n редова (то јест, објеката) и p колона (варијабли). Елементи сваког реда односе се на различита обележја објекта и формирају његов профил (Ђоковић, 2013).

Матрица података ($n \times p$) омогућава формирање матрице блискости (P), а њени елементи изражавају степен сличности или различитости између свих парова профила из матрице података (Varol & Şen, 2012). Скуп података је у овом докторском раду третиран хијерархијским агломеративним груписањем према Вардовој методи (*Ward's method*) повезивања са квадратном Еуклидовом удаљеношћу као мером сличности (Iscen *et al.*, 2008; Varol & Şen, 2012). Коришћење различитих мера разликовања објеката доводи до придавања различитог значаја неким обележјима. Отуда на избор одређене мере утиче значај неких обележја података у датој ситуацији. Када је реч о избору мере удаљености за нестандартизоване податке, осим квадратне Еуклидове удаљености, могуће је корисити стандардну Еуклидову удаљеност, Чебишевљеву удаљеност (Chebychev) и апсолутну функцију удаљености (Живојиновић, 2013).

На основу одређених мера блискости између објеката у матрици блискости, приступа се наредном кораку – избору метода груписања, односно скупу правила по којима ће се објекти сврставати у одговарајуће групе. Крајњи резултат анализе груписања је приказ хијерархијске структуре датог скупа објеката у форми хијерархијског дрва или дендрограма. Најчешће се при томе користи хијерархијско агломеративно груписање, односно полази се од тога да је на почетку сваки објекат (на пример, мерно место) посебна јединица састављена само од једног елемента.

Касније долази до сукцесивног спајања да би се на крају сви објекти нашли у једној групи.

Пре него што се прионе на анализу груписања, међутим, неопходно је узети у разматрање питање избора варијабли које ће бити укључене у анализу. Уколико се не одаберу релевантне варијабле, исход анализе биће слабији. Основне одлуке у овом смислу се односе на (Ђоковић, 2013):

- (1) Које променљиве ће послужити као основа за кластер формацију?
- (2) Како ће се мерити одстојање између случајева?
- (3) Који ће се критеријум користити за спајање случајева у кластере?

5.3. Методе вишекритеријумске анализе

Савремени приступ решавању проблема, који зависе од већег броја различитих критеријума, захтева примену поступка вишекритеријумског одлучивања. Вишекритеријумско одлучивање обухвата велики број развијених метода попут, на пример, метода аналитичког хијерархијског процеса (АНП), аналитичке мреже процеса (ANP), TOPSIS, ELECTRE, PROMETHEE и других.

Вишекритеријумски метод PROMETHEE (*Preference Ranking Organization METHod for Enrichment Evaluation*) и његов визуално интерактивни модул GAIA (*Geometrical Analysis for Interactive Assistance*) користе непараметарске методе на основу упареног поређења објеката и варијабли. Метод PROMETHEE олакшава рангирање и распоређивање одређеног броја објеката у смислу тежина и преференција које је претходно изабрао доносилац одлука, које ће се применити на варијаблу (на пример, концентрације неких гасова присутних у површинским водама а које служе као параметри квалитета воде). Његови алгоритми су засновани на парцијалној методи најмањих квадрата која одређује релевантност и методи анализе главних компоненти (PCA) која одређује доминацију параметара (Ishizaka & Nemery 2013).

Примена вишекритеријског одлучивања у анализи квалитета животне средине и воде дала је запажене резултате (Mladenović-Ranisavljević *et al.*, 2012; Младеновић-Ранисављевић 2012; Mutikanga *et al.*, 2011; Nikolić *et al.*, 2010; Raju *et al.*, 2000). Недавно је извршена процена квалитета наноса Дунава и Саве у Србији

методама PROMETHEE и GAIA (Crnković *et al.*, 2016). Ипак, Talukder *et al.* (2017) предложили су и друге методе за процену одрживости животне средине.

У овој дисертацији коришћена је вишекритеријумска метода PROMETHEE будући да она има одређене предности које се огледају у много лакшем начину решавања проблема – квантификавањем варијабли квалитета, као и обрадом велике количине података на једноставан начин.

VI поглавље

РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

Код евалуације квалитета вода веома је значајно одабрати параметре који на најбољи начин могу одговорити постављеним циљевима. Одговарајући избор доприноси ефективном и, у финансијском смислу, најефикаснијем решењу проблема. У овој докторској дисертацији за оцену квалитета воде коришћени су подаци у циљу одређивања физичко-хемијских и биолошких квалитета воде; међу њима су: температура воде, рН, електропроводљивост, засићеност воде кисеоником, биолошка потрошња кисоника (БПК-5), суспендоване материје, укупни оксиди азота, ортофосфати, амонијум јон и присуство колиформних бактерија (*E. Coli*). Мерења посматраних параметара су извођена најчешће једном месечно у периоду од јануара 2011. до децембра 2016. године. Подаци ове врсте су део базе Агенције за заштиту животне средине при Министарству заштите животне средине Републике Србије. При њиховој обради коришћени су пакети EXCEL 2007, STATISTICA (верзија 7) и SPSS (верзија 18), који пружају могућности за реализацију дефинисаних циљева истраживања. Методе коришћене за одређивање вредности параметара квалитета воде приказане су у табели 6.1.

Табела 6.1. Методе за одређивање вредности параметара квалитета воде (Према: Агенција за заштиту животне средине, 2012: 624)

Параметар	Метода	Јединица
Температура воде	SRPS H.Z1.106	°C
pH	SRPS H.Z1.111	-
Електропроводљивост	UP 1.86/PC12	µS/cm
Засићеност воде кисеоником	SRPS H. Z1.135: 1970	%
БПК-5	EPA 360.2	mg/l
Суспендоване материје	SRPS.HZ1.160:1987	mg/l
Укупни оксиди азота	SRPS ISO 5663:1998	mg/l
Фосфати	APHA AWWA WEF 4500-P(E)	mg/l
Амонијум јон	SRPS ISO 7150-1: 1992	mg/l
Највероватнији број колиформних клица – <i>E. Coli</i> (37 °C)	EKS. LABORATORIJA	n/l

6.1. Мерне станице

Коришћени подаци за праћење квалитета воде и одређивање еколошког статуса реке Тисе у Србији представљају део јавне базе података Агенције за заштиту животне средине Републике Србије (*Serbian Environmental Protection Agency – SEPA*). Ова агенција, под окриљем Министарства заштите животне средине Републике Србије, објављује извештаје под називом *Резултати испитивања квалитета површинских и подземних вода* једном годишње за претходну годину, а доступни су на сајту Агенције за заштиту животне средине (<http://www.sepa.gov.rs/index.php?menu=5000&id=13&akcija=showExternal>).

Процена квалитета воде у српском делу слива реке Тисе спроведена је помоћу скупа података добијених са једанаест хидролошких мерних станица: Мартонош, Нови Бечеј, Тител, Врбица, Хетин, Српски Итебеј, Сомбор, Бачко Градиште, Меленци, Бачки Брег 1, Бачки Брег 2 (Табела 6.2). На слици 6.1 је приказана мапа поменутих мерних станица. С обзиром на то да не постоје подаци са свих мерних станица за сваку годину, критеријум за одабир мерних станица био је доступност података. Управо на овим мерним станицама обављена су мерења и постоје подаци неопходни за процену квалитета воде током истраживаног шестогодишњег периода (2011-2016).

Табела 6.2. Водна тела са припадајућим мерним станицама.

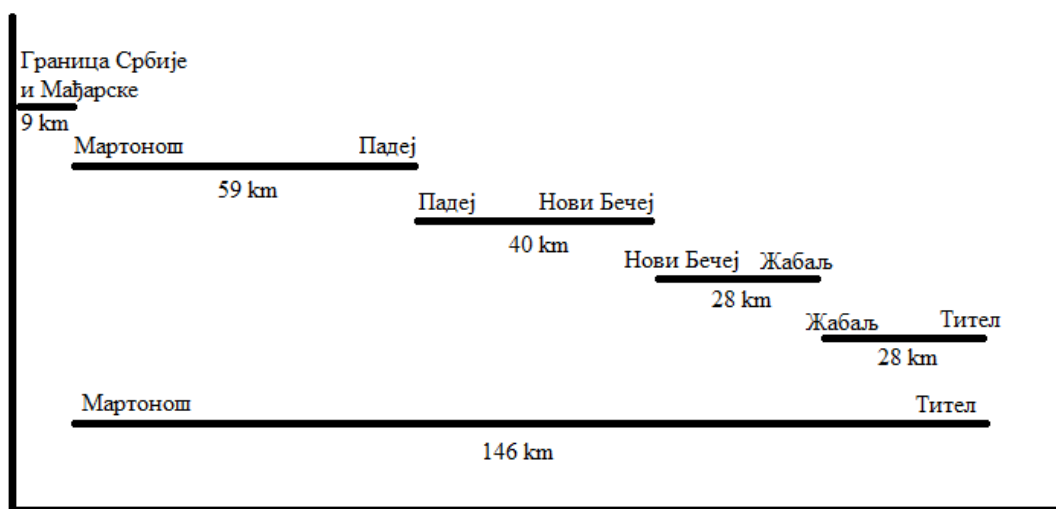
<i>Водно тело</i>	<i>Мерне станице</i>
Тиса	Мартонош, Нови Бечеј, Тител
Златица	Врбица
Стари Бегеј	Хетин
Пловни Бегеј	Српски Итебеј
Канал ДТД	Сомбор, Бачко Градиште, Меленци
Бајски канал	Бачки Брег 1
Плазовић	Бачки Брег 2



Слика 6.1. Мапа мерних станица на сливу реке Тисе у Србији (Према: Агенција за заштиту животне средине, 2017: 17)

Од 2012. године Агенција за заштиту животне средине смањила је број мерних станица на којима организује мониторинг. Тако се на пример од некадашњих пет мерних станица које се налазе на реци Тиси (Мартонош, Падеј, Нови Бечеј, Жабал и Тител) праћење квалитета воде изводи на три мерне станице код Мартоноша, Новог Бечеја и Титела. Имајући у виду прилично малу удаљеност

мерних станица, одлучено је, највероватније из финансијских разлога, да се смањи број станица (Слика 6.2).



Слика 6.2. Растојање између мерних станица на Тиси у Србији

6.2. Трендови промена параметара квалитета воде реке Тисе у периоду од 2011. до 2016. године

За приказивање тренда промене квалитета воде реке Тисе, односно њеног слива, у периоду од 2011. до 2016. године одабрано је пет мерних станица: Маронош, Нови Бечеј, Тител, Хетин и Бачко Градиште. Три од пет наведених станица се налазе на појединим деоницама реке Тисе (Мартонош, Нови Бечеј и Тител), а по једна на притокама с леве и десне стране Тисе – Хетин (с леве стране) и Бачко Градиште (с десне стране). На овим мерним станицама, поред осталих параметара квалитета воде, праћене су и промене девет параметара квалитета воде који се користе и при процени квалитета воде применом индексне методе *Serbian Water Quality Index (SWQI)*: температура, рН, електропроводљивост, zasiћеност воде кисоником, биолошка потрошња кисоника БПК-5, суспендоване материје, укупни оксиди азота, ортофосфати и амонијум јон. За израчунавање SWQI индекса потребан је и параметар о највероватнијем броју колиформних бактерија, али подаци о овом параметру нису приказани у извештајима о квалитету воде од 2012. године па због тога овај показатељ није коришћен у овој анализи. SWQI метода омогућава прорачун и уколико недостаје један од параметара тако да недостатак

податка о броју колиформних бактерија (од 2012. године) није представљао препреку у процени квалитета воде.

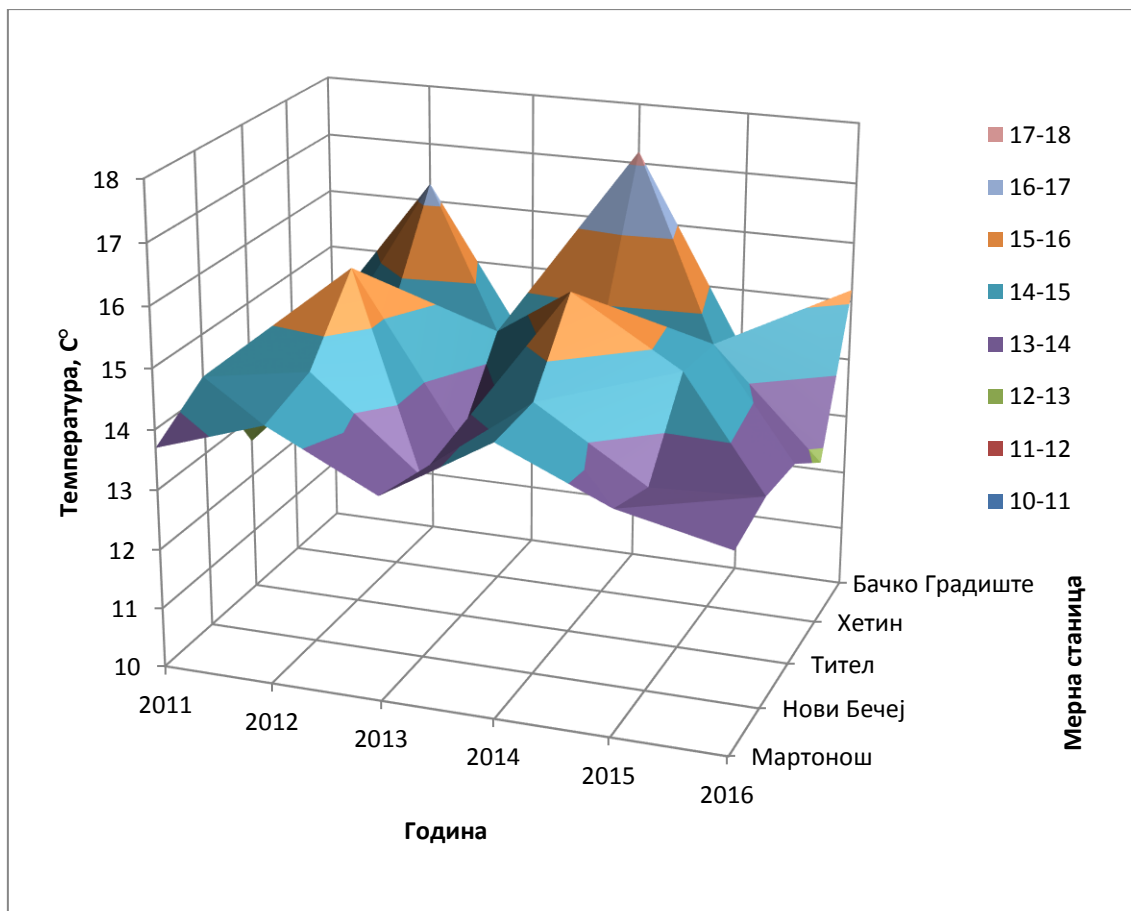
За ову анализу коришћене су просечне годишње вредности сваког од девет коришћених параметара, које су добијене израчунавањем средње вредности свих мерења која су спровођена сваког месеца у току једне календарске године у одабраном петогодишњем периоду (2011-2016). За обраду ових података коришћен је софтверски пакет EXCEL 2013.

У циљу приказивања просторних и временских трендова кретања вредности параметара у посматраном периоду, али и њихове анализе, дат је табеларни (Табеле 6.3 – 6.11) и графички приказ (Слике 6.3 – 6.11) за сваки од девет параметара квалитета воде.

На слици 6.3 приказано је како су се мењале вредности температуре – физичког параметра квалитета воде. На основу графика може се уочити да нису примећене значајне промене температуре између улазног и излазног тока Тисе кроз Србију, то јест између Мартоноша и Титела. У посматраном периоду највиша температура (17,2 °C) је измерена 2014. године на мерној станици Бачко Градиште, док је најнижа температура (12,6 °C) забележена на мерној станици Тител 2011. године.

Табела 6.3. Просечне вредности параметра температура воде за период од 2011. до 2016. године

Температура воде (C°)		Година контроле квалитета					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Мерна Станица	Мартонош	13,7	14,3	13,4	14,5	13,7	13,3
	Нови Бечеј	14,3	14,6	13,1	14,55	13,4	13,5
	Тител	12,6	15,8	13,1	15,8	14,7	13,4
	Хетин	12,7	14,6	14,4	14,8	14,6	12,8
	Бачко Градиште	13,9	16,3	13,5	17,2	14	15,2

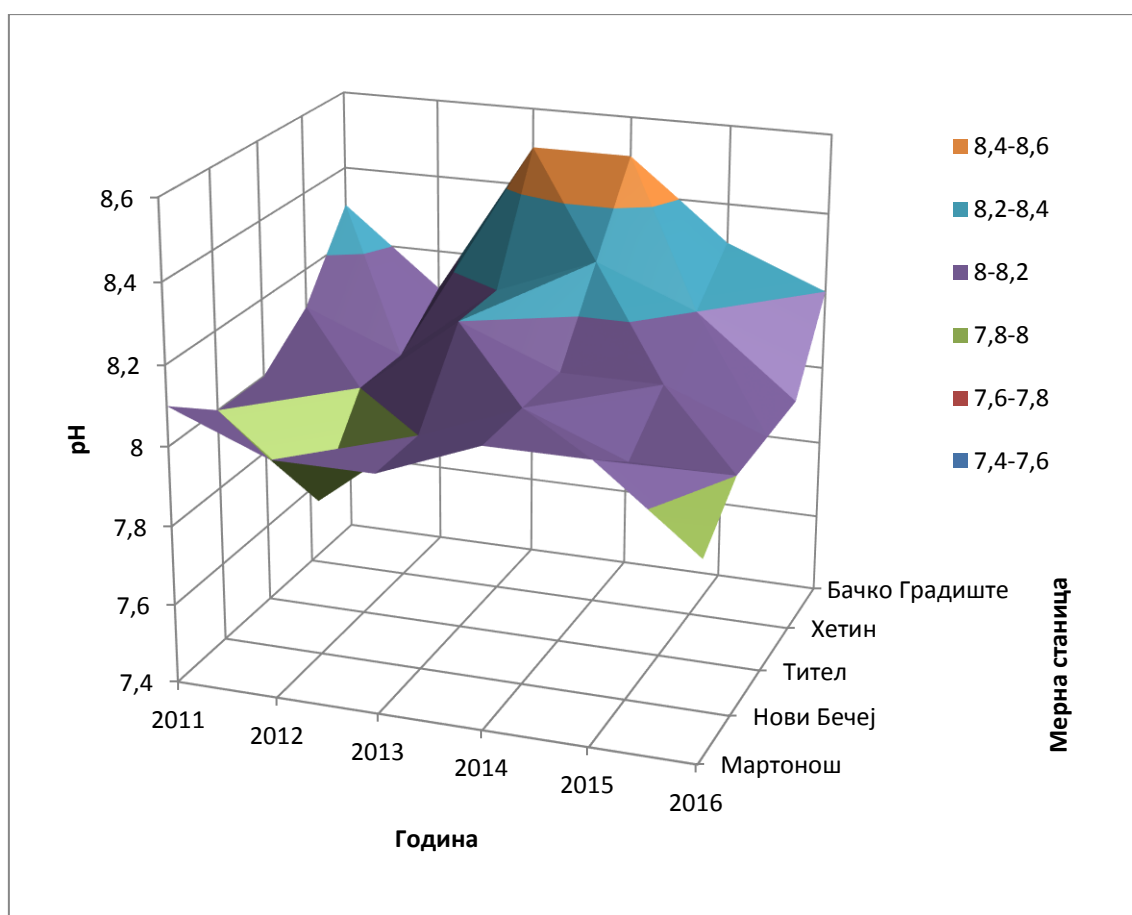


Слика 6.3. Промене вредности параметра температура у простору и времену

Минимална вредност параметра рН од 7,8 забележена је на мерној станици Нови Бечеј 2012. године, док је максимална вредност од 8,5 регистрована на мерној станици Бачко Градиште 2013. и 2014. године. Карактеристично је да су на мерној станици Бачко Градиште примећене нешто више вредности рН у односу на друге мерне станице (од 8,1 до 8,5). Хронолошки посматрано, нису забележене значајније разлике у просечним вредностима параметра рН (Слика 6.4).

Табела 6.4. Просечне вредности параметра рН за период од 2011. до 2016. године

рН		Година контроле квалитета					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Мерна станица	Мартонош	8,1	8,0	8,0	8,1	8,1	7,9
	Нови Бечеј	8,0	7,8	8,0	8,1	8,0	8,0
	Тител	8,0	8,0	8,2	8,1	8,1	8,0
	Хетин	8,1	8,0	8,2	8,3	8,2	8,0
	Бачко Градиште	8,3	8,1	8,5	8,5	8,3	8,2



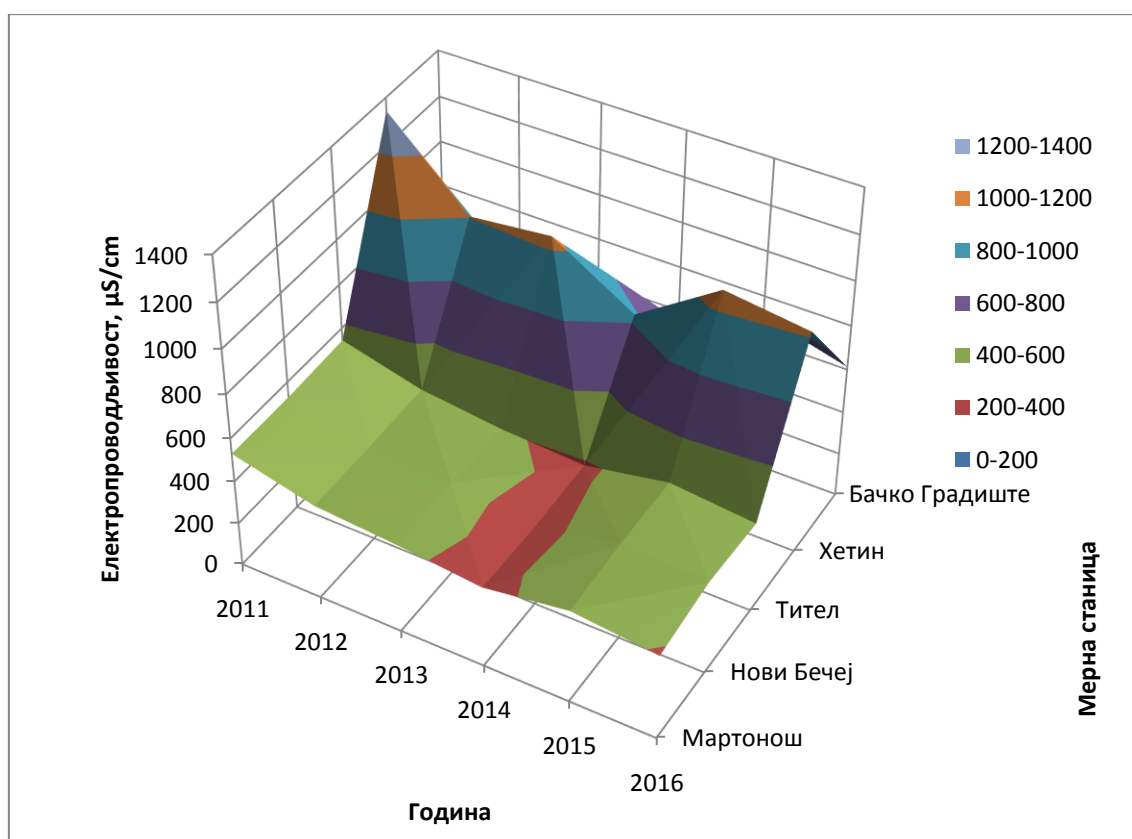
Слика 6.4. Промене вредности параметра рН у простору и времену

Посматрано временски, приметан је опадајући тренд кретања просечне вредности електропроводљивости на свим мерним станицама у периоду од 2011. до 2014. године, док је 2015. године забележен раст вредности овог параметра на свим мерним профиима (Слика 6.5). Већ 2016. године просечне вредности електропроводљивости поново указују на опадајући тренд на свим мерним станицама. Приметне су, просторно гледано, знатно веће вредности овог параметра

на мерној станици Хетин у односу на профиле на самој Тиси (Мартонош, Нови Бечеј и Тител).

Табела 6.5. Просечне вредности параметра електропроводљивост за период од 2011. до 2016. године

Електропроводљивост ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Година контроле квалитета						
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
Мерна станица	Мартонош	530,2	440,5	413,2	377,1	433,7	394,5
	Нови Бечеј	530,1	441,6	425,3	370,3	454,6	436,5
	Тител	543,7	449,8	406,7	384,9	454,9	418,4
	Хетин	1343,1	1004,2	1042,5	824,6	1066,8	1018,8
	Бачко Градиште	768,6	501	576,7	554,4	710,2	611,5



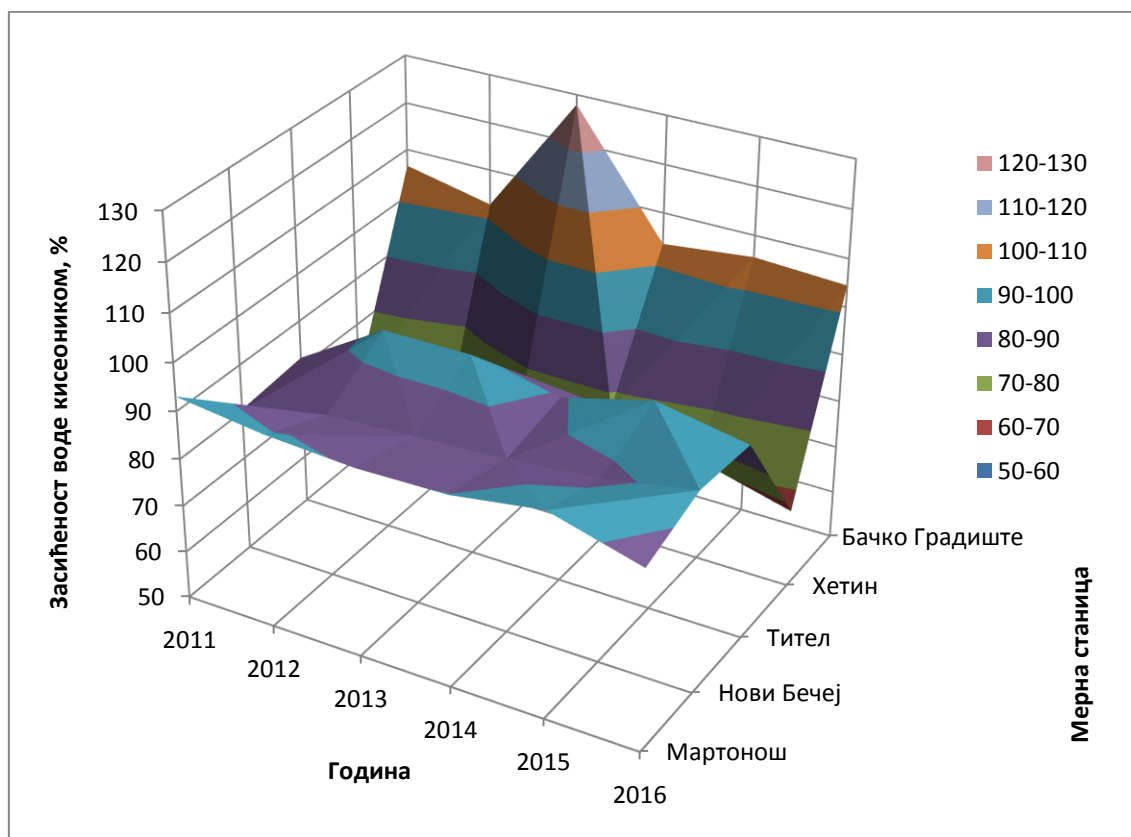
Слика 6.5. Промена вредности параметра електропроводљивост у простору и времену

Када је о zasiћености воде кисеоником реч (Слика 6.6), карактеристично је да просечна вредност овог параметра на мерној станици Нови Бечеј у периоду од 2011. до 2015. године опада, у односу на улазни профил Мартонош, али поново расте на излазном профилу Тител. Изузетак је 2016. година где је на станици Нови

Бечеј забележен пораст вредности овог параметра у односу на улазни профил Мартонош, али и опадање вредности овог параметра на излазном профилу Тител. Постоје у просторном смислу значајна одступања овог параметра – на мерној станици Хетин примећене су најмање вредности (од 57,1 до 77,3), док су на мерној станици Бачко Градиште забележене највеће вредности (од 102,6 до 128).

Табела 6.6. Просечне вредности параметра zasiћеност воде кисеоником за период од 2011. до 2016. године

Мерна станица	Засићеност воде кисеоником (%)	Година контроле квалитета					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Мартонош		93,1	90,8	89,7	90,1	93,0	87,7
Нови Бечеј		80,5	84,8	86,0	86,9	88,7	92,2
Тител		82,0	93,2	93,2	89,6	94,4	90,9
Хетин		67,7	57,1	76,5	77,3	71,5	66,4
Бачко Градиште		106,5	102,6	128	103,5	105,5	104,5

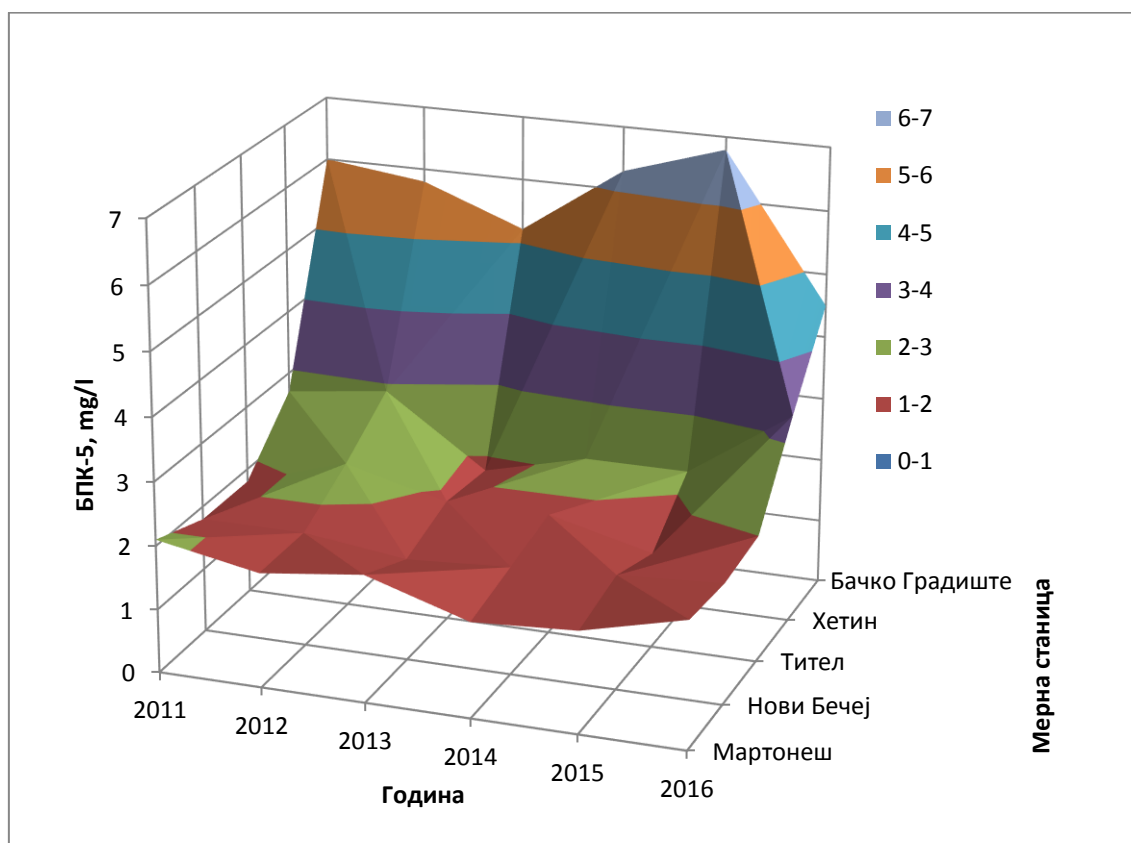


Слика 6.6. Промене вредности параметра zasiћености воде кисеоником у простору и времену

Највише вредности за биолошку потрошњу кисеоника (БПК-5) забележене су на мерној станици Бачко Градиште – од 4,5 до 6,8 mg/l. На овом профилу забележене су и највеће осцилације овог параметра, што највероватније указује на променљив садржај органских полутаната у води. На осталим профилима, посматрано и временски и просторно, нису уочена значајна одступања у вредностима параметра БПК-5 (Слика 6.7).

Табела 6.7. Просечне вредности параметра БПК-5 за период од 2011. до 2016. године

БПК-5 (mg/l)		Година контроле квалитета					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Мерна станица	Мартонеш	2,1	1,8	2,0	1,5	1,6	2,0
	Нови Бечеј	1,8	1,8	1,6	1,7	1,8	1,9
	Тител	1,8	2,3	1,9	1,9	1,5	2,0
	Хетин	2,7	2,9	1,8	2,2	2,2	3,3
	Бачко Градиште	6,0	5,8	5,2	6,3	6,8	4,5

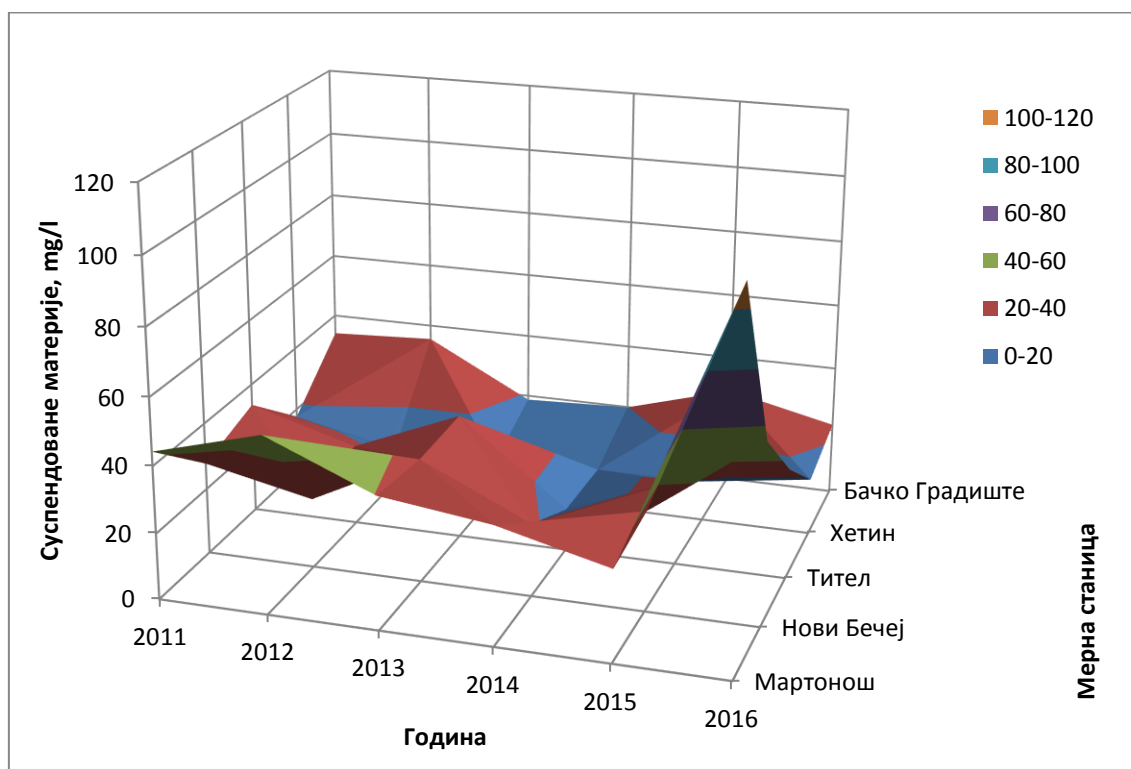


Слика 6.7. Промене вредности параметра БПК-5 у простору и времену

Када се посматра тренд промене параметра суспендованих материја (Слика 6.8), уочава се да је 2016. године дошло до наглог пораста вредности овог параметра у односу на претходни период (од 2011. до 2015. године). Одређена вредност овог параметра (109,25 mg/l) на улазном профилу, односно на мерној станици Мартонош 2016. године, уједно је и највећа измерена вредност у посматраном периоду. Исте године вредности параметра суспендованих материја низводно су опадале, што је био сучај и 2011. и 2014. године. Најмање вредности овог параметра измерене су на мерној станици Хетин, а кретале су се у опсегу од 10,6 до 17,6 mg/l.

Табела 6.8. Просечне вредности параметра суспендованих материја за период од 2011. до 2016. године

Суспендоване материје (mg/l)		Година контроле квалитета					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Мерна станица	Мартонош	44,3	53,1	39,75	35,7	27,6	109,25
	Нови Бечеј	27,8	21,0	37,2	22,1	30,2	54,3
	Тител	33,6	24,4	37,7	12,7	25,6	33,25
	Хетин	17,6	10,7	10,6	12,0	12,3	17,0
	Бачко Градиште	34,0	35,5	18,7	19,9	29,1	21,8

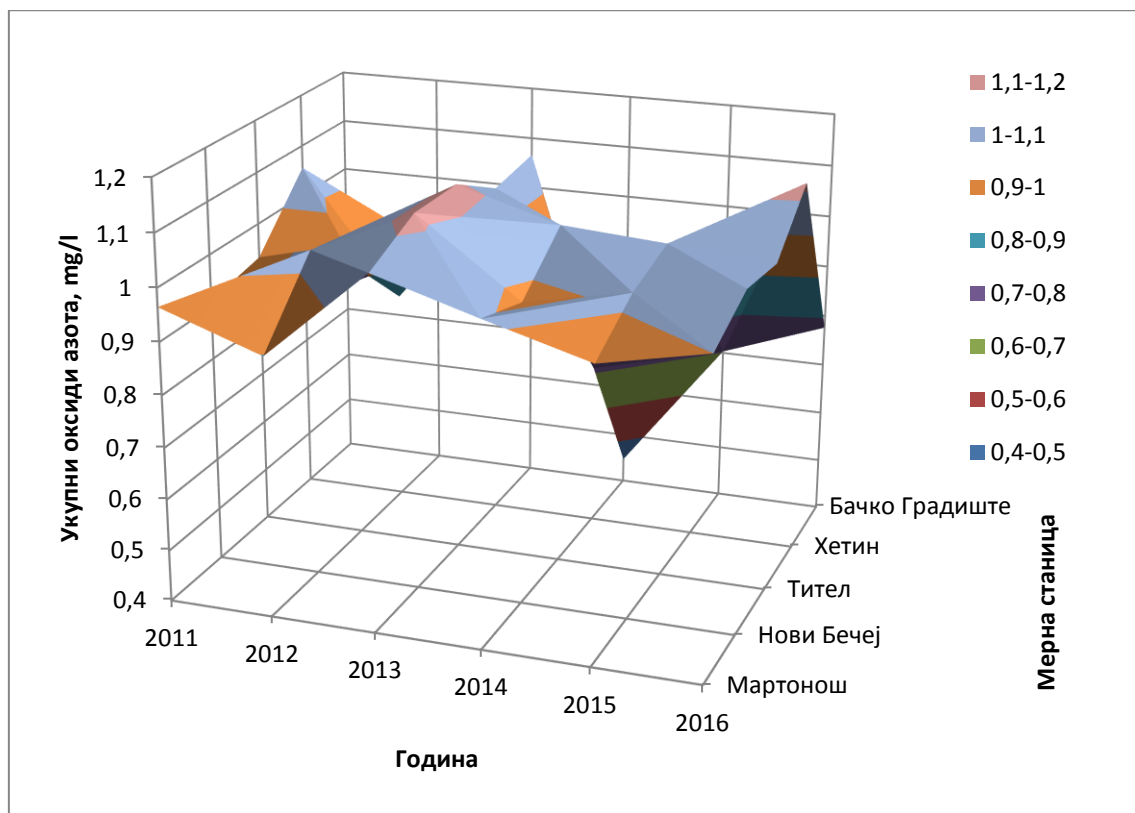


Слика 6.8. Промене вредности параметра суспендоване материје у простору и времену

На профилима који се налазе на самој Тиси нису забележена значајна одступања вредности концентрација укупних оксида азота, док на профилима Хетин и Бачко Градиште постоје одступања (Слика 6.9). Највиша просечна вредност концентрације укупних оксида азота забележена је на мерној станици Хетин 2016. године (1,121 mg/l), док је најнижа вредност регистрована на мерној станици Бачко Градиште 2014. године (0,447 mg/l).

Табела 6.9. Просечне вредности параметра укупни оксиди азота за период од 2011. до 2016. године

Укупни оксиди азота (mg/l)		Година контроле квалитета					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Мерна станица	Мартонош	0,965	0,898	1,071	1,013	0,958	1,000
	Нови Бечеј	0,912	1,03	1,119	0,977	1,017	1,046
	Тител	0,934	0,934	1,116	1,059	1,045	1,029
	Хетин	1,056	0,814	1,053	0,714	0,874	1,121
	Бачко Градиште	0,753	0,85	1,066	0,447	0,703	0,776

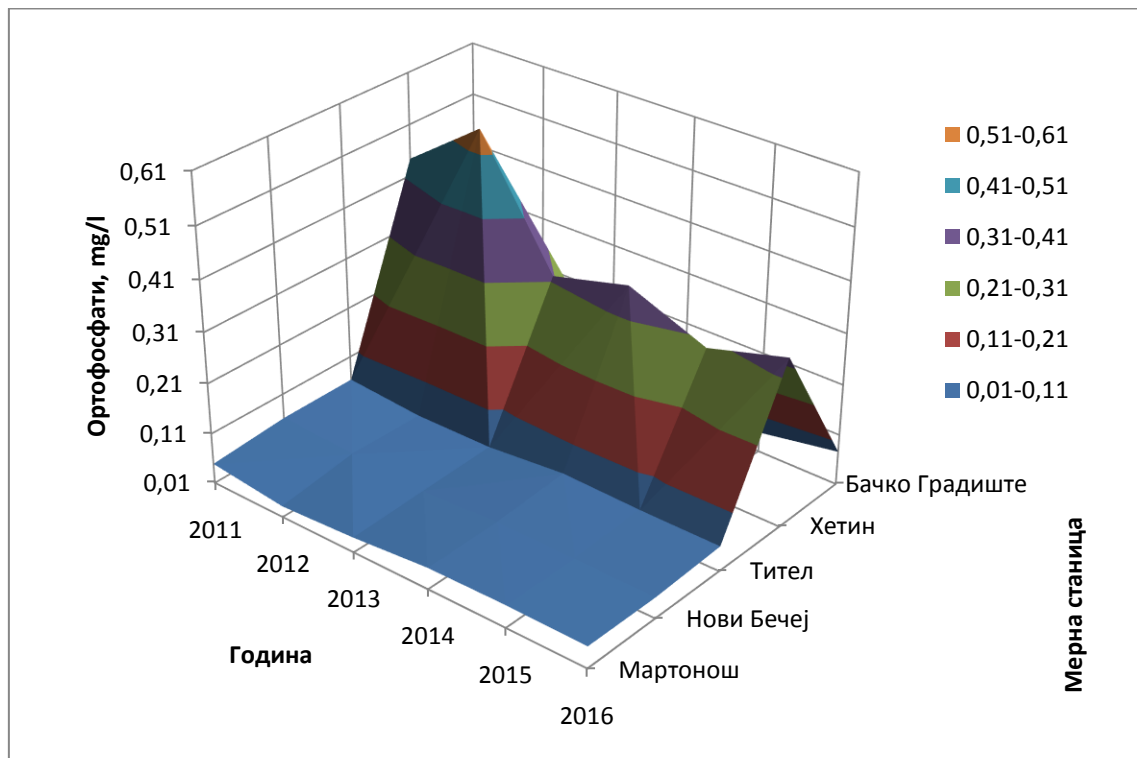


Слика 6.9. Промене вредности параметра укупни оксиди азота у простору и времену

Слика 6.10 јасно приказује да не постоје значајна одступања, ни временски ни просторно, у просечним вредностима концентрација ортофосфата на профилима који се налазе на самој Тиси (Мартонош, Нови Бечеј и Тител). Ове профиле карактерисале су ниске вредности концентрације ортофосфара, док су нешто више вредности у односу на ове профиле забележене на мерној станици Бачко Градиште. Највеће просечне годишње вредности концентрација ортофосфата забележене су на мерној станици Хетин, а кретале су се у распону од од 0,297 до 0,551 mg/l.

Табела 6.10. Просечне вредности концентрације ортофосфата за период од 2011. до 2016. године

Ортофосфати (mg/l)		Година контроле квалитета					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Мерна станица	Мартонош	0,049	0,032	0,04	0,053	0,055	0,053
	Нови Бечеј	0,061	0,053	0,046	0,055	0,054	0,052
	Тител	0,062	0,05	0,051	0,065	0,061	0,06
	Хетин	0,443	0,551	0,319	0,358	0,297	0,34
	Бачко Градиште	0,118	0,09	0,071	0,099	0,049	0,076

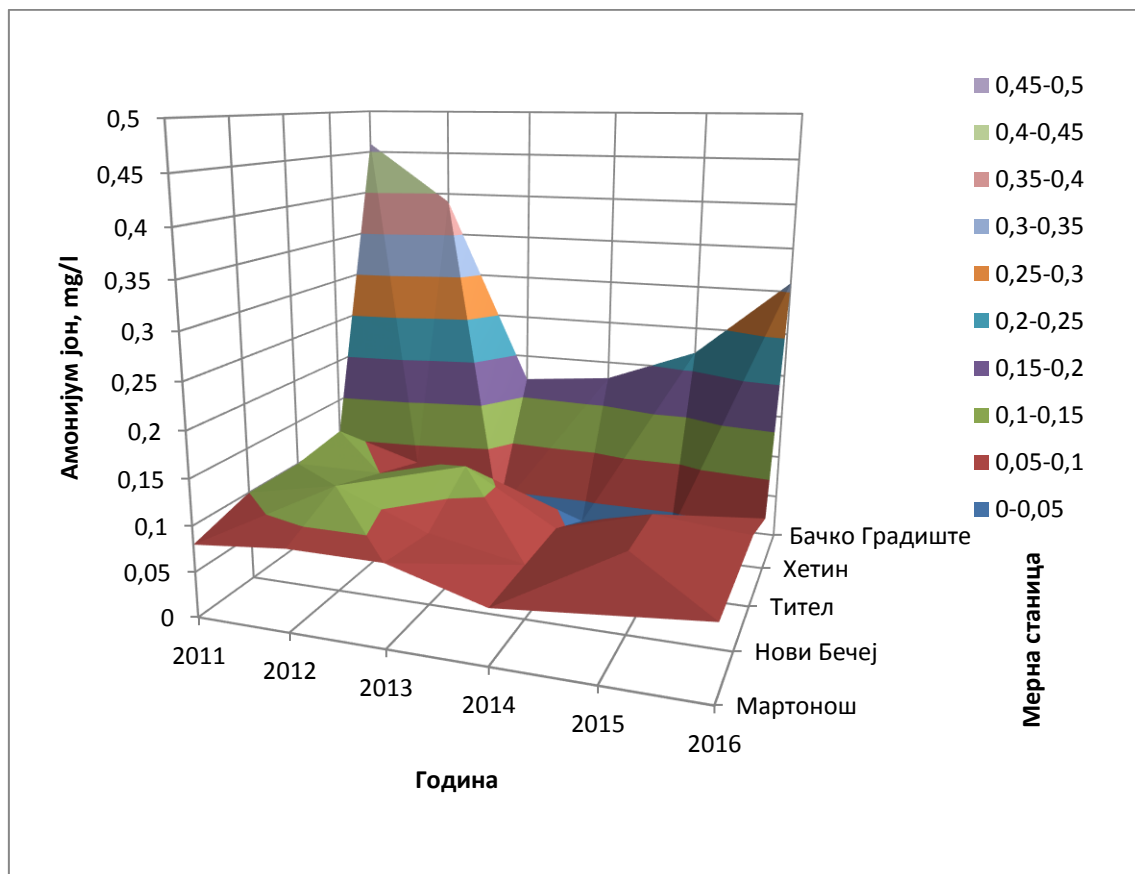


Слика 6.10. Промене вредности концентрације ортофосфата у простору и времену

Највиша просечна годишња вредност концентрације амонијум јона је измерена 2011. године на мерној станици Бачко Градиште – 0,46 mg/l. Најнижа вредност, од 0,03 mg/l, регистрована на профилу Хетин (2013, 2014. и 2015. године). На профилима на Тиси нису примећена значајна одступања у вредностима концентрације амонијум јона (Слика 6.11).

Табела 6.11. Просечне вредности параметра амонијум јон за период од 2011. до 2016. године

Амонијум јон (mg/l)		Година контроле квалитета					
		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Мерна станица	Мартонош	0,08	0,09	0,09	0,06	0,07	0,08
	Нови Бечеј	0,10	0,12	0,08	0,06	0,09	0,08
	Тител	0,10	0,10	0,12	0,06	0,09	0,08
	Хетин	0,11	0,08	0,03	0,03	0,03	0,06
	Бачко Градиште	0,46	0,39	0,17	0,18	0,22	0,31



Слика 6.11. Промене вредности параметра амонијум јон у простору и времену

Праћење трендова параметара квалитета површинских вода је врло значајно јер вредности ових параметара утичу на вредност SWQI индекса који представља једну од поузданих метода за процену квалитета површинских вода. Другим речима, промене у вредностима неког од ових параметара узроковаће и промене у вредностима SWQI индекса.

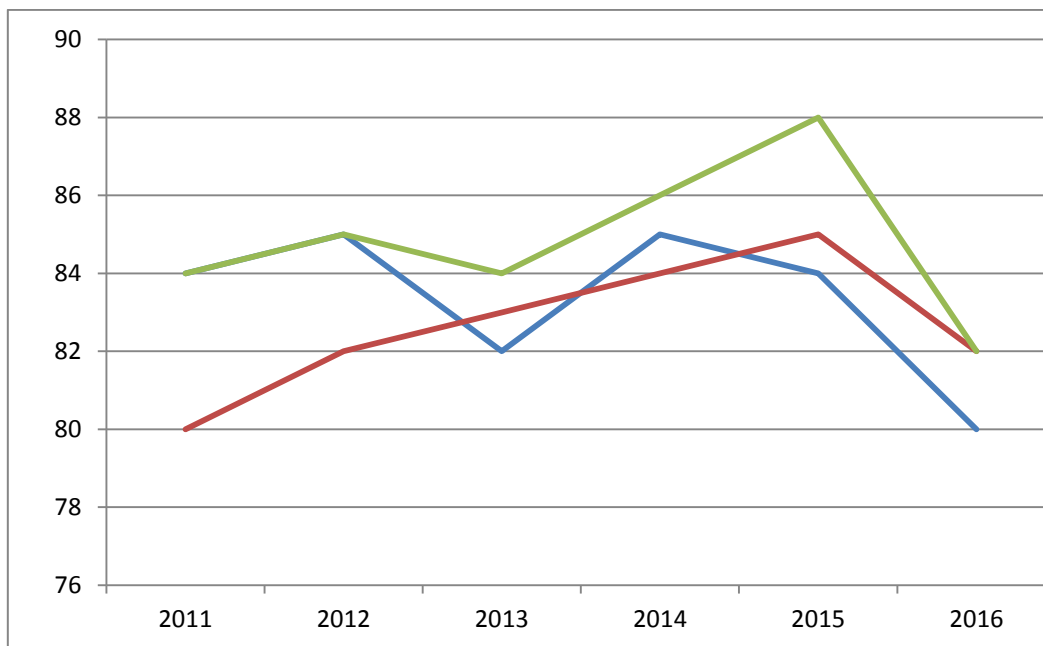
На мерним станицама на Тиси не постоје значајна одступања у вредностима одређених параметара као што су електропроводљивост, засићеност воде кисеоником, БПК-5, ортофосфати, амонијум јон, док код других параметара постоје одступања.

Просторно посматрано, може се констатовати да мерна станица Хетин, у вредностима одређених параметара, знатно одступа од других мерних станица. На мерној станици Хетин су измерене мање вредности параметара као што су засићеност воде кисеоником, суспендоване материје, амонијум јон, док су, с друге стране, вредности електропроводљивости и ортофосфата на овој мерној станици биле више у односу на остала мерна места.

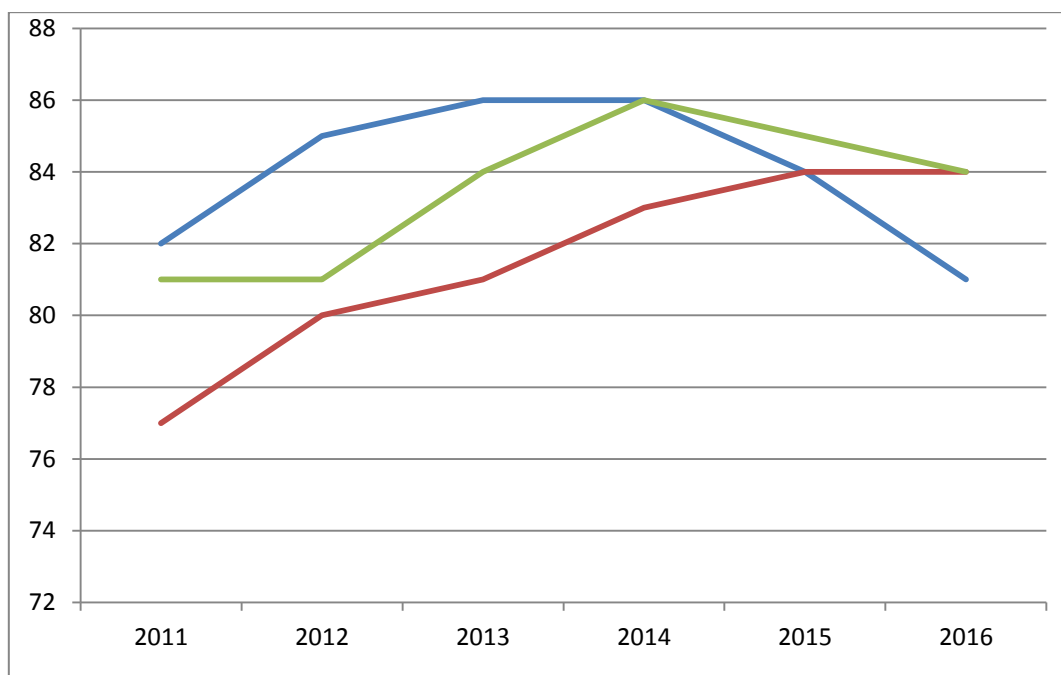
Мерну станицу Бачко Градиште, с друге стране, карактеришу нешто више вредности, у односу на остале станице, параметара међу којима су: температура, засићеност воде кисеоником, БПК-5 и амонијум јон.

6.3. Српски индекс квалитета воде (SWQI)

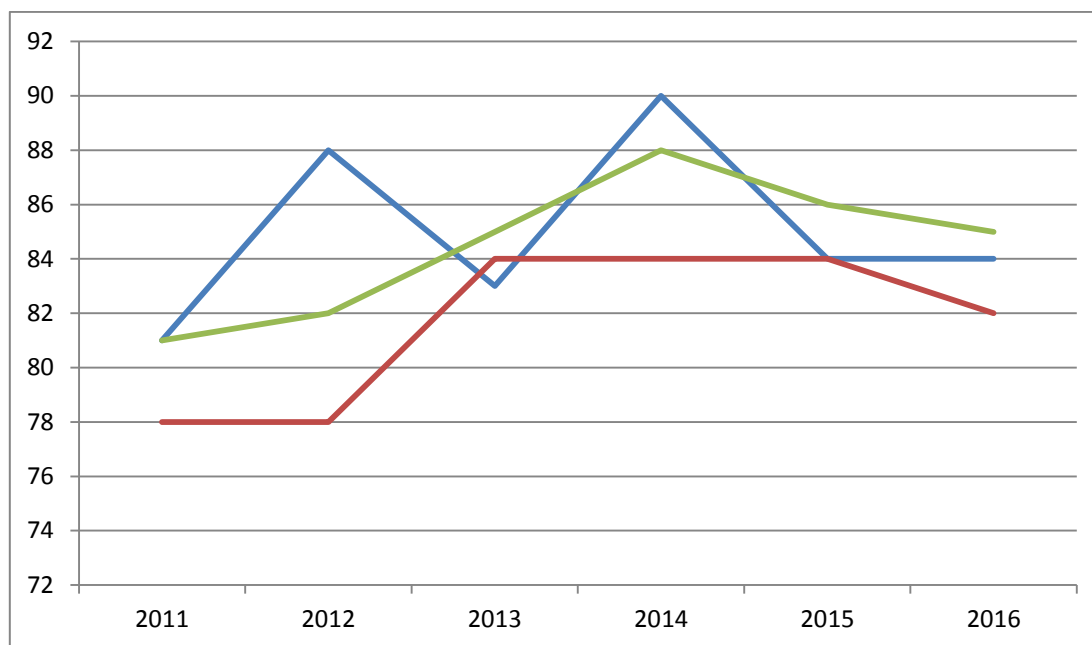
Просечне вредности сваког од десет параметара квалитета воде су израчунате за три контролне тачке на реци Тиси (Мартонош, Нови Бечеј и Тител). Одређене месечне вредности ових параметара коришћене су да би се израчунао индекс квалитета воде према методу SWQI за реку Тису. За сваки од десет параметара квалитета израчунате су просечне вредности посебно за хладни период, топли период и целу годину, што је даље послужило за израчунавање SWQI за свих шест година и ове вредности су приказане на сликама 6.3, 6.4 и 6.5 за хладни период (плава линија), топли период (црвена линија) и целу годину (зелена), редоследно.



Слика 6.12. Годишње и сезонске вредности SWQI за станицу Мартонош; плаве, црвене и зелене линије означавају хладни, топли и годишњи период



Слика 6.13. Годишње и сезонске вредности SWQI за станицу Нови Бечеј; плаве, црвене и зелене линије означавају хладни, топли и годишњи период.

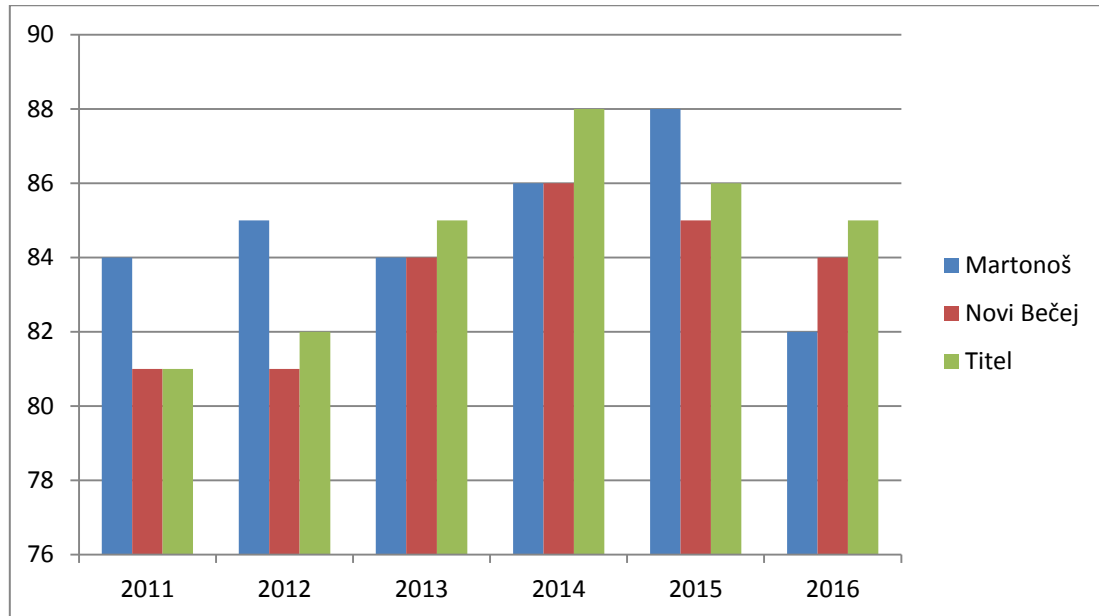


Слика 6.14. Годишње и сезонске вредности SWQI за станицу Тител; плаве, црвене и зелене линије означавају хладни, топли и годишњи период.

Вредности SWQI за станицу Мартонош (Слика 6.12), израчунате на годишњем нивоу, кретале су се у границама од 82 (у 2016. години) до 88 (у 2015. години). Према добијеним резултатима, квалитет воде реке Тисе код Мартоноша може се углавном класификовати као врло добар (84-89). Међутим, увид у сезонске промене открива сасвим другачију слику. Уочљиво је да се током топлог периода квалитет воде на станици Мартонош осетно смањује, те се може класификовати као добар (72-83). Слична промена је уочена и на преосталим двама станицама – код Новог Бечеја и Титела (Слике 6.13 и 6.14). Последња станица на Тиси (пре њеног уливања у Дунав), Тител, је веома интересантна. На овој станици је 2014. године, по први пут у истраживаном периоду, добијена највећа вредност (90) према којој се квалитет воде може оценити као одличан.

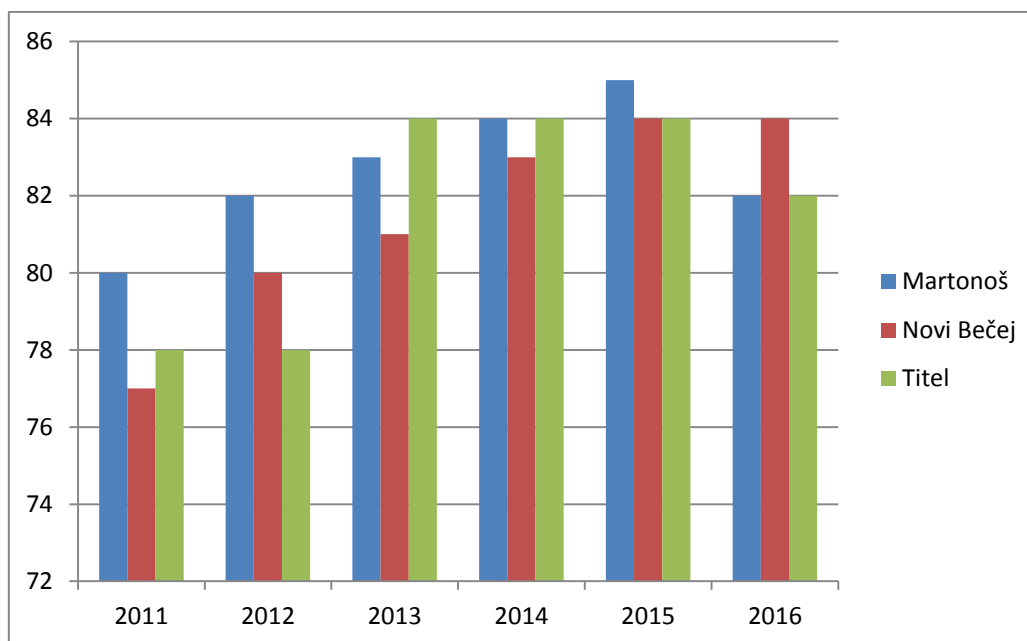
Годишње вредности SWQI у истраживаном периоду (2011-2016) за све три мерне станице на Тиси приказане су на графикону са стубићима ради поређења вредности SWQI по мерним станицама (слика 6.15). Као што се може видети, забележене су највише просечне вредности (88) на профилима Тител (2014) и Мартонош (2015). Најмање просечне вредности SWQI добијене су у првој

години истраживаног периода (2011). На станици Нови Бечеј је вредност за SWQI од 81 добијена у две узастопне године (2011. и 2012. године).



Слика 6.15. Годишње вредности SWQI за станице на реци Тиси

Просторне и временске варијације квалитета површинских вода дуж реке Тисе су оцењене према методологији SWQI, на основу шестогодишње јавне базе података о квалитету површинских вода. У случају реке Тисе је ова метода кришћена као општи описни индекс за одређивање укупног квалитета воде. Наиме, уочене су сезонске варијације квалитета воде и препознати су одређени обрасци промена на све три станице. Најниже вредности вредности SWQI, не случајно, забележене су на свим станицама (Мартонош, Нови Бечеј и Тител) у топлом периоду – посебно у јуну, јулу, августу и септембру (Слика 6.16). Током летњих месеци је повећана биолошка активност узроковала значајно смањење концентрације раствореног кисеоника.



Слика 6.16. Вредности SWQI за станице на реци Тиси за топли период

На основу годишњих вредности SWQI, приказаних на сликама 6.12-6.16, може се тврдити да је квалитет воде реке Тисе лошији у топлијем периоду године. Исти тренд је образложен и у неколико других сличних студија (Singh *et al.*, 2004; Vjelajac *et al.*, 2013; Voza *et al.*, 2015). Напоследку, према добијеним вредностима SWQI за реку Тису, може се констатовати да је најнижи квалитет воде забележен на станици Нови Бечеј. Другим речима, квалитет воде дуж реке Тисе се низводно смањује у испитиваном периоду.

6.4. Дескриптивна статистика

Максималне, минималне и просечне вредности десет параметара квалитета воде за свих пет станица на Тиси у Србији (Мартонош (S1), Падеј (S2), Нови Бечеј (S3), Жабал (S4), Тител (S5)) за 2011. годину приказане су у табели 6.12. Месечне вредности ових параметара коришћене су за израчунавање SWQI. Према Правилнику о водама у Србији сва површинска водна тела у овој земљи су подељена у четири класе. Максимални ниво концентрације (*Maximum Concentration Level*, MCL) је дефинисан за сваку од ових класа (Табела 6.13).

Табела 6.12. Вредности параметара квалитета воде дуж реке Тисе за 2011. годину

Параметар	Јединица		S1	S2	S3	S4	S5
Температура	°C	min.	2.00	2.00	1.80	1.00	1.20
		max.	25.8	25.40	25.50	24.50	25.00
		median	13.68	14.70	14.32	12.31	12.61
pH	-	min.	7.90	7.80	7.80	7.80	7.90
		max.	8.40	8.30	8.20	8.20	8.30
		median	8.06	8.00	7.97	7.93	8.02
Засићеност Кисеоником	%	min.	81	64	65	62	51
		max.	114	99	95	93	93
		median	93.08	82.45	80.54	78.60	82.00
Електропроводљивост	µS/cm	min.	343	378	375	330	329
		max.	746	759	675	674	664
		median	530.25	543.45	530.09	543.00	543.70
БПК-5	mg/l	min.	1.30	1.00	1.00	1.30	1.20
		max.	3.60	3.10	2.60	2.40	3.60
		median	2.10	1.68	1.80	1.77	1.84
Суспендоване материје	mg/l	min.	7	3	3	5	7
		max.	225	100	100	76	65
		median	44.33	27.54	27.81	33.40	33.60
Укупни оксиди азота	mg/l	min.	0.39	0.44	0.52	0.54	0.65
		max.	1.59	1.63	1.21	1.41	1.38
		median	0.96	0.99	0.91	0.93	0.93
Ортофосфати	mg/l	min.	0.003	0.011	0.027	0.045	0.038
		max.	0.210	0.115	0.094	0.107	0.090
		median	0.049	0.058	0.061	0.069	0.062
Амонијум	mg/l	min.	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
		max.	0.23	0.17	0.21	0.21	0.27
		median	0.08	0.08	0.10	0.11	0.10
<i>E. coli</i>	n/100 ml	min.	220	500	220	220	220
		max.	24000	3800	7500	880	500
		median	4491.43	1575.00	3405.00	440.00	406.67

Табела 6.13. Квалитет воде категоризован максималним нивоима концентрације параметара у Србији

Параметар (јединица)	Класа I	Класа II	Класа III	Класа IV
Температура (°C)	-	-	-	-
pH	6.8 – 8.5	6.8 – 8.5	6 – 9	6 – 9
Засићеност кисеоником (%)	90 - 105	70 – 90	50 – 75	30 – 50
Електропроводљивост ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-	-	-	-
БПК-5 (mg/l)	2	4	7	20
Суспендоване материје (mg/l)	10	30	80	100
Укупни оксиди азота (mg/l)	10	10	15	15
Ортофосфати (mg/l)	0.005	0.005	0.01	0.01
Амонијум (mg/l)	0.1	0.1	0.5	0.5
<i>E. coli</i> (n/100 ml)	200	10000	20000	20000

Температура воде реке Тисе током године варира од 1,0 °C до 25,8 °C. Овај резултат указује на одсуство екстремних варијација што је услов одржавања воденог живота. Тиса има pH вредности у распону од 7,80 до 8,40, што је уобичајено за речну воду. Максималне вредности су забележене у различитим месецима – током маја (станице S1 и S2), новембра (S3 и S4) и јуна (S5). Киселост воде (pH) дефинише растворљивост и биолошку доступност различитих хемијских једињења азота, фосфора, угљеника и тешких метала. Просечна pH вредност указује на одређени ниво органског загађења воде, али још увек у границама доброг еко-хемијског статуса, када је $\text{pH} < 8,5$ (класа I).

Просечне вредности за електропроводљивост, које су се кретале у распону од 759 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Падеј, S2) до 329 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Жабаљ, S4), биле су испод граничне вредности (<1000) дефинисане Директивом Савета (*Council Directive*) 75/440/ЕЕС (ЕЕС, 2011).

Што се тиче суспендованих (чврстих) материја, откривене су мале варијације у просечним вредностима, у распону од 27,54 mg/l (S2) до 44,33 mg/l (S1). Према овом критеријуму квалитета река Тиса спада у II класу.

Електропроводљивост и суспендоване материје су врло зависне од хидролошких услова, попут протока и нивоа воде, или тренутних сезонских услова,

као што су кишни и сушни периоди. Многи од ових фактора утичу на ниже вредности електропроводљивости реке Тисе.

Просечна засићеност кисеоником (93,08%) била је у оквиру највећег ранга (класа 1) само у случају улазног профила (Мартонош, S1), док су остали припадали класи II. Такође, и максималне и минималне вредности засићености воде кисеоником низводно се смањују – од Мартоноаш (S1) до Титела (S5) – чак и испод вредности од 70%. Ово је јасан знак могућег загађења. У ствари, због изражене тенденције ка еутрофикацији долази до смањења засићености кисеоником. У сливу реке Тисе еутрофикација је један од проблема који прети не само биодиверзитету и економском потенцијалу овог речног екосистема већ и делти Дунава и Црном мору (Babović *et al.*, 2011; Mölder & Schneider, 2011). Према томе, слив реке Тисе не треба занемарити у управљању и планирању (De Groot, 2006; Petz *et al.*, 2012; Matysik *et al.*, 2015).

Резултати вредности БПК₅ добијени за мерну станицу Мартонош (S1) указују на присуство биоразградивих органских материја (2,1 mgO₂/l) и класификују воду у класу II, док вредности на преосталим станицама (у опсегу од 1,68 до 1,84) указују на опадајући тренд биолошке потрошње кисеоника и побољшање квалитета воде. Укупни оксиди азота и ортофосфати, као индикатор загађења хемијске индустрије, налазе се у корелацији и приказују незнатно одступање од класе II. С друге стране, присуство амонијум јона је снажно одступао од граничне вредности (0,05 mg/l).

Напоследку, присуство колиформних бактерија (*E.coli*), као индикатора санитарне контаминације воде, највише је изражено на станици Мартонош (S1), али су вредности значајно ниже према ушћу Тисе у Дунав.

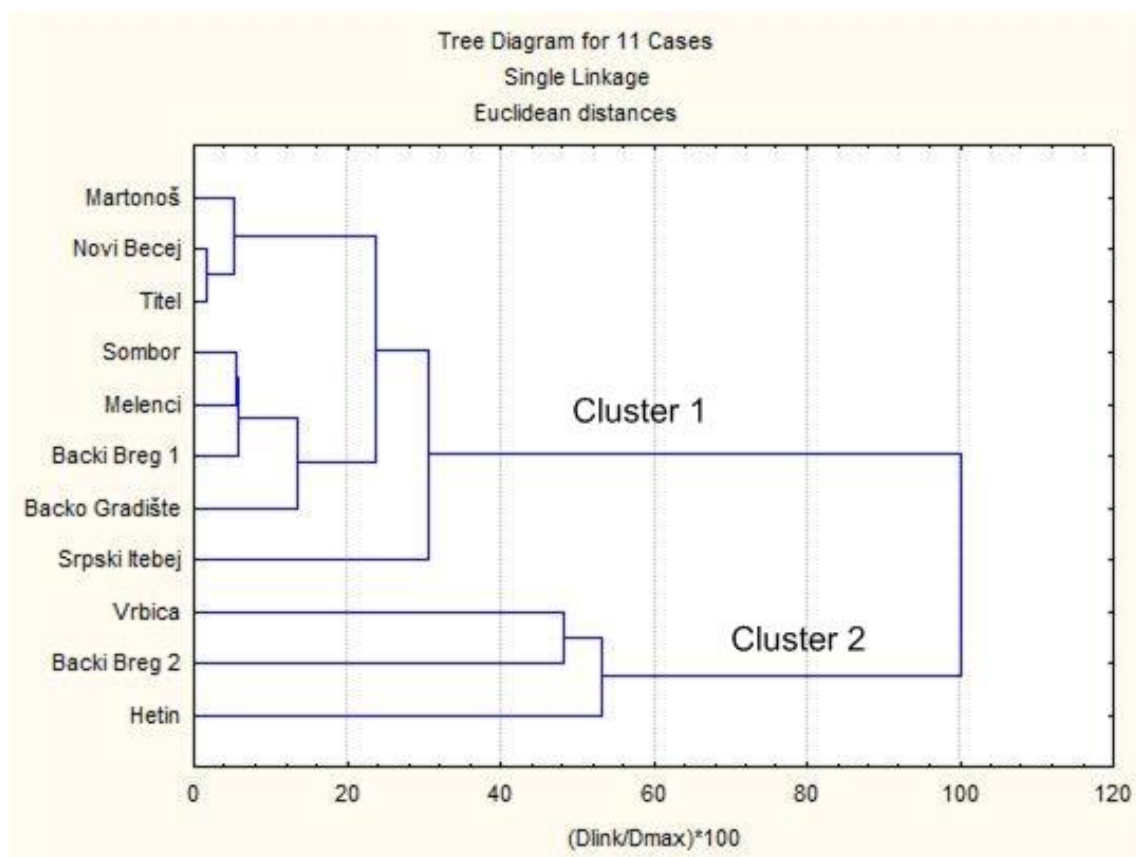
Претходно спроведена истраживања показала су да су концентрације различитих полутаната (посебно тешких метала) биле веома високе у површинским водама и седиментима Горње и Средње Тисе због испуштања отпадних вода у којима се налазе метали из разних рударско-металуршких постројења која тамо раде. Ипак, забележено је смањење концентрација нутријената као што су азот и фосфор у води и седиментима реке (Grimvall *et al.*, 2000). У Мађарској је, на пример, укупна потрошња комерцијалних ђубрива (у периоду 1988-1993) опала са

617.000 на 124.000 тона годишње (Oláh & Oláh, 1996). Иако пољопривреда има доминантну улогу у мађарском делу слива реке Тисе, запажен је позитивни помак у квалитету воде који је вероватно узрокован променама у пољопривредној пракси. Треба напоменути да су сви велики водотоци у овом делу Европе у периоду од 1991. до 2006. године имали тренд смањења садржаја органских материја; просечни ниво БПК₅ реке Тисе кретао се између 3 до 5 mg/l (Dimkić *et al.*, 2011). У ствари, биолошка потрошња кисеоника (БПК) у рекама је једини индикатор квалитета воде који је свака држава чланица ЕУ обавезна да редовно прати (Šiljić Tomić *et al.*, 2016).

6.5. Кластер анализа

У овој докторској дисертацији квалитет површинских вода није процењен само за главни ток Тисе већ и за цео слив ове реке у Србији. У циљу утврђивања сличних група узоркованих станица, спроведена је кластер анализа. Као резултат је добијен дендрограм (Слика 6.17.), према којем је 11 мерних станица груписано у два статистички значајна кластера у одвојеној вези (D_{link}/D_{max}) x 100.

Кластер 1 састоји се од осам мерних станица у српском делу слива реке Тисе (Мартонош, Нови Бечеј, Тител, Сомбор, Меленци, Бачки Брег 1, Бачко Градиште и Српски Итебеј), док Кластер 2 обухвата преостале три мерне станице (Врбица, Бачки Брег 2 и Хетин). Део Кластера 1 су три станице на реци Тиси, претходно описане (Слике 6.12-6.16). Кластер 1 одговара ниско контаминираним (загађеним) локацијама, док Кластер 2 групише високо контаминирана водна тела. Локације Кластера 2 (Врбица и Хетин) карактерише висок ниво загађености воде узорковане на овим локацијама као последица испуштања отпадних вода из рударско-металуршких постројења која се налазе у Румунији.



Слика 6.17. Дендограм приказ хијерархијског груписања мерних станица на сливу реке Тисе у Србији

На основу добијених резултата кластер анализом, може се закључити да је потребно више пажње посветити малим водотоковима (притокама) који се уливају у српски део слива реке Тисе.

6.6. Анализа главних компоненти/факторска анализа

Резултати добијени анализом главних компоненти и факторском анализом (PCA/FA) анализом два сезонска периода (хладни и топли) за испитивани период (2011-2016) приказани су у табели 6.14. Факторска оптерећења (*factor loadings*) су класификована као „јако”, „средње” и „слабо”, што одговара апсолутним вредностима оптерећења од већим од 0,75; у границама од 0,75 до 0,50, те од 0,50 до 0,30, редоследно (Liu *et al*, 2003).

Табела 6.14. Оптерећења варијабли (10) на значајне главне компоненте (са *Varimax rotation*) за: (1) хладни и (2) топли период

Хладни период

	Component			
	1	2	3	4
Температура	-0.414	-0.160	0.223	,0.025
Суспендоване материје	0.127	0.335	-0.096	-0.594
Засићеност кисеоником	0.119	-0.141	0.823	-0.278
pH	0.132	-0.251	0.775	0.269
Електропроводљивост	0.195	0.047	0.045	0.767
Амонијум	0.007	0.822	-0.199	0.066
Нитрити	0.104	0.770	-0.047	-0.005
Нитрати	0.948	-0.036	0.171	0.109
Укупни оксиди азота	0.949	-0.022	0.171	0.110
Ортофосфати	0.080	0.309	-0.145	0.663
БПК ₅	-0.175	0.544	0.617	0.059

Топли период

	Component			
	1	2	3	4
Температура	-0.744	-0.231	0.035	-0.079
Суспендоване материје	0.112	-0.149	0.354	-0.066
Засићеност кисеоником	0.084	-0.541	-0.045	0.729
pH	0.073	0.069	-0.237	0.873
Електропроводљивост	0.026	0.902	-0.164	0.089
Амонијум	-0.024	0.133	0.796	-0.155
Нитрити	0.140	-0.161	0.811	0.123
Нитрати	0.902	-0.256	0.164	-0.050
Укупни оксиди азота	0.897	-0.259	0.193	-0.045
Ортофосфати	-0.179	0.843	-0.033	-0.073
БПК ₅	-0.309	0.249	0.373	0.575

* Болдиране и италичне вредности приказују јако и средње оптерећење, респективно

Четири главне компоненте добијене са својственим вредностима већим од 1 ($Eigenvalues > 1$), објашњавају скоро 67% укупне варијансе скупа података о квалитету воде за хладан период. Прва главна компонента (PC1), која чини 22,01% укупне варијансе, има јако позитивно оптерећење на нитрате и укупни азот. С друге стране, постоји слабо негативно оптерећење на параметар температура.

У другој главној компоненти (PC2), што чини 19,02% укупне варијансе, може се приметити да постоји средње позитивно оптерећење на нитрате и амонијум и слабо позитивно оптерећење на БПК₅. PC3 (13,52% од укупне варијансе) има јако позитивно оптерећење на растворени кисеоник и умерено позитивна оптерећења на рН и БПК₅.

Последњу главну компоненту (PC4), која учествује са 12,67% укупне варијансе, карактерише слабо негативно оптерећење на суспендоване материје (СМ) и средње позитивно оптерећење на електропроводљивост и ортофосфате. Разумно је претпоставити да је PC2 повезана са антропогеним изворима загађења, који потичу од потрошње ђубрива у пољопривредним активностима (Vega *et al.*, 1998).

Приликом обраде скупова података за топли период добијена је сасвим другачија комбинација главних компоненти. Овде четири главне компоненте чине скоро 72% укупне варијансе у скуповима података о квалитету воде за топли период. Прва главна компонента (PC1), која чини 26,80% укупне варијансе, има јако позитивно оптерећење на нитрате и укупни азот, као и током хладног периода. Међутим, уместо слабог негативног оптерећења на температуру у хладном периоду, добијено је средње оптерећење на овај параметар за топли период.

У другој главној компоненти, што чини 16,89% укупне варијансе, постоје јако позитивно оптерећење на електропроводљивост и ортофосфате и слабо позитивно оптерећење на растворени кисеоник. PC3 (14,71% укупне варијансе) има јако позитивно оптерећење на амонијум и нитрите.

Последњу компоненту (PC4), која учествује са 13.23% укупне варијансе, карактерише јако позитивно оптерећење на рН, средње позитивно оптерећење на растворени кисеоник и слабо позитивно оптерећење на БПК₅.

На основу анализе приказаних резултата може се констатовати чињеница да постоји значајно виши ниво квалитета воде на излазном профилу за разлику од улазног профила Тисе у Србију. Ово је последица дугорочних антропогених утицаја на реку Тису у околини Мартоноша, али и загађења које пристиже из иностранства. Квалитет воде ове реке, на пример током периода 1991-2000, никада се није могао подвести под I класу; односно, увек се налазио између класа II и III (Павић и др., 2010). Овај део речни тока остаје и даље значајно измењено водно тело, и, сагласно томе, једнофакторска анализа може бити од користи у сагледавању квалитета посебно угрожених деоница. Поменути метод процене квалитета воде је применљив у условима када један параметар квалитета воде нарушава квалитет воде много озбиљније него други (Heilmann & Fehér, 2017). Према томе, еко-хемијски статус реке Тисе је угрожен углавном:

- (1) релативно малим концентрацијама раствореног кисеоника (посебно током топлог периода);
- (2) високим вредностима БПК₅;
- (3) великим бројем колиформних бактерија;
- (4) високим садржајем суспендованих материја; те
- (5) великим количинама нутријената попут укупног фосфора, амонијака итд.).

Штавише, дугорочне негативне еколошке промене у сливу реке Тисе, током последњих 150 година, довеле су до све веће учесталости екстремних догађаја, као што су тешке поплаве (најновије у периоду од 1998. до 2006. године), периоди суше (посебно у Мађарској и Србији), као и клизишта и ерозија у горњим земљама (у Украјини и Румунији) (van Nood *et al.*, 2011; Heilmann & Fehér, 2017).

Резултати добијени методом једнофакторске анализе одговарају онима добијеним методом *Serbian Water Quality Index* (SWQI) и мултиваријационим техникама које су биле коришћене за процену квалитета површинских вода реке Тисе. Метод SWQI је погодан када одређени фактор

загађења игра доминантну улогу у погоршању квалитета воде, док је РСА анализа погодна за примену када су односи између параметара квалитета воде линеарни (Ji *et al.*, 2016; Бабић, 2018). Међутим, остају нека ограничења РСА; на пример, ова техника занемарује степен дисперзије података и не може на одговарајући начин да обради нелинеарне податке (Ji *et al.*, 2016) У овом истраживању, према томе, SWQI индекс је изабран као најбољи избор за процену квалитета воде у условима јако загађене реке Тисе.

Резултати приказани у овој докторској дисертацији показују да се Тиса значајно разликује од реке Дунав, и самим тим, може нарушити еко-хемијски статус најинтернационалније реке у Европи. Дунаву се, на његовом току кроз Србију, придружују две највеће притоке – река Сава (по обиму или количини воде) и река Тиса (по дужини) – чинећи да се његов обим више него удвостручи. Није уобичајено да једна велика међународна река има нагли пораст обима због прилива својих притока на релативно малој територији. Ове велике притоке у средњем делу тока Дунава могу утицати на његов еко-хемијски статус. Изливање Тисе на њеном ушћу износи 25% од изливања Дунава. Приказано је, на пример, да река Тиса може бити одговорна за снижавање БПК₅ и рН вредности Дунава и за повећање концентрације фосфата (Пијевић *i dr.*, 2015). У поређењу са Дунавом, река Тиса је имала повишене вредности БПК, суспендованих материја, укупних растворених чврстих материја, укупног фосфора, фосфата и амонијака.

Срећом, велики део негативног утицаја загађења реке Тисе, који се односи на интензивну пољопривредну производњу, неутрализује се разблаживањем и процесима самопречишћавања у Дунаву. На првој мерној станици након ушћа Тисе, која се налази 50 км низводно, значајан утицај на главне параметре квалитета воде није откривен. Међутим, то не значи да је озбиљна претња од реке Тисе за еко-хемијски статус Дунава потпуно уклоњена. Она потиче од прилива нутријената (укупног фосфора, амонијака, итд.). За разлику од неких других загађивача који се могу неутралисати, нутријенти остају у животној средини чак и када се абсорбују природним путем (Пијевић *et al.*, 2015).

Ток Тисе кроз Србију је изложен значајним утицајем пољопривредних загађења јер протиче кроз Панонску низију. Река Тиса протиче кроз српску покрајину Војводину, где пољопривредно земљиште покрива више од 80% сливног подручја, а просечне концентрације укупног азота током последњих деценија прелазе 5 mg/l. Отуда је потребно смањити обим интензивне пољопривредне активности или увести тзв. нове праксе у овој делатности (*precision farming*) (Matysik *et al.*, 2015).

Цео подслив Тисе је веома осетљива на загађење тешким металима због урбанизације, индустријализације и разних пројекта наводњавања, као што је добро познати Хидро-систем *Дунав-Тиса-Дунав* (ХсДТД) – највећа мрежа канала у сливу Дунава и значајан извор индиректног загађења реке Тисе (Teodorović, 2009). С друге стране, ХсДТД, првенствено конструисан да обезбеди одводњавање и воду за наводњавање, представља станиште за водене организме, такође укључујући значајне рибљу популацију (Pantelić *et al.*, 2012; Grabić *et al.*, 2016).

Као потписница Конвенције о заштити Дунава и уговорна страна Међународне комисије за заштиту Дунава (ИЦПДР), од августа 2003. године, Србија се обавезала на спровођење Дунавске конвенције. Неки од циљева ових докумената односе се на контролу опасних материја које потичу од ацидената и спровођење мера за смањење загађујућих оптерећења која улазе у Црно море из слива реке Дунав. Пошто је ИЦПДР добила пуномоћ за имплементацију Оквирне директиве о водама Европске уније (ЕУ), Србија, иако још није чланица ЕУ, предузима мере да допринесе испуњењу главног циља WFD – заштите и побољшање статуса свих европских водних тела до нивоа „доброг еколошког и хемијског статуса” (Richter *et al.*, 2013; Maia, 2017).

6.7. Вишекритеријумска анализа квалитета воде реке Тисе

Средње годишње вредности девет параметара квалитета воде реке Тисе и њених притока на територији Србије, на једанаест мерних места (Слика 6.1) дуж тока реке, приказане су у табели 6.15.

Рангирање мерних места према квалитету узорка воде могуће је извршити уколико се дефинише максимизирање вредности критеријума засићености воде

кисеоником (Младеновић-Ранисављевић, 2012). Овако дефинисани критеријум доприноси бољем пађењу квалитета воде, док је за остале параметре потребно да се дефинишу минимизирањем вредности критеријума, обухватајући минимални удео у води.

Табела 6.15. Табела евалуације средњених годишњих вредности за посматраних девет параметара

Мерно место	T	ЕС	pH	OS	BOD_5	SM	N	POP4_P	NH4_N
M1	13,300	394,500	7,900	87,700	2,00	109,20	1,000	0,053	0,08
M2	13,500	436,500	8,000	92,200	1,90	54,30	1,046	0,052	0,08
M3	13,400	418,400	8,000	90,900	2,00	33,20	1,029	0,060	0,08
M4	12,800	1018,800	8,000	66,400	3,30	17,00	1,121	0,340	0,06
M5	15,200	611,500	8,200	104,500	4,50	21,80	0,776	0,076	0,31
M6	13,800	1477,200	8,200	88,600	3,10	12,60	1,379	0,319	0,09
M7	14,700	367,400	7,600	83,900	2,20	27,90	1,211	1,122	0,11
M8	14,800	556,900	8,100	95,400	2,30	9,30	0,818	0,026	0,04
M9	13,600	460,500	7,900	84,600	1,60	23,10	1,075	0,076	0,12
M10	14,600	527,600	8,000	89,800	2,70	8,80	0,355	0,012	0,03
M11	13,100	1282,300	8,200	68,900	3,00	19,00	1,228	0,842	0,08

*M1 – Мартонош; M2 – Нови Бечеј; M3 – Тител; M4 – Хетин; M5 – Бачко Градиште; M6 – Врбица; M7 – Српски Итебеј; M8 – Сомбор; M9 – Меленци; M10 – Бачки Брег 1; M11 – Бачки Брег 2.

Имајући у виду да су коришћени подаци у креирању сценарија квантитативног карактера, за функцију преференције одабрана је линеарна функција – за све дефинисане критеријуме. Прагови индиференције и преференције (Q и P) одређени су у апсолутним вредностима, према уобичајеном распону кретања од 5% до 30%, респективно (Табела 6.16).

За дефинисање тежинских критеријума, узета је у обзир чињеница да немају сви параметри исти утицај на квалитет воде. Посматрајући удео SWQI индекса сваког појединачног параметра у укупном индексу квалитета воде, дефинисане су

тежине које су у сагласности са овом познатом методологијом и појединачне вредности тежинских коефицијената приказане су у табели 6.16.

Табела 6.16. Сценарио тежина и преференција за посматраних девет параметара

Параметри	T	EC	pH	OS	BOD_5	SM	N	POP4_P	NH4_N
Min/Max	min	min	min	max	min	min	min	min	min
Weight	0,06	0,07	0,09	0,18	0,15	0,10	0,10	0,10	0,15
Preference Fn.	Linear	Linear	Linear	Linear	Linear	Linear	Linear	Linear	Linear
Thresholds	absolute	absolute	absolute	absolute	absolute	absolute	absolute	absolute	absolute
Q: Indifference	0,030	2,002	0,015	1,055	0,05	0,55	0,048	0,003	0,05
P: Preference	1,800	12,090	0,090	6,330	0,28	3,28	0,286	0,017	0,30
S: Gaussian	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a

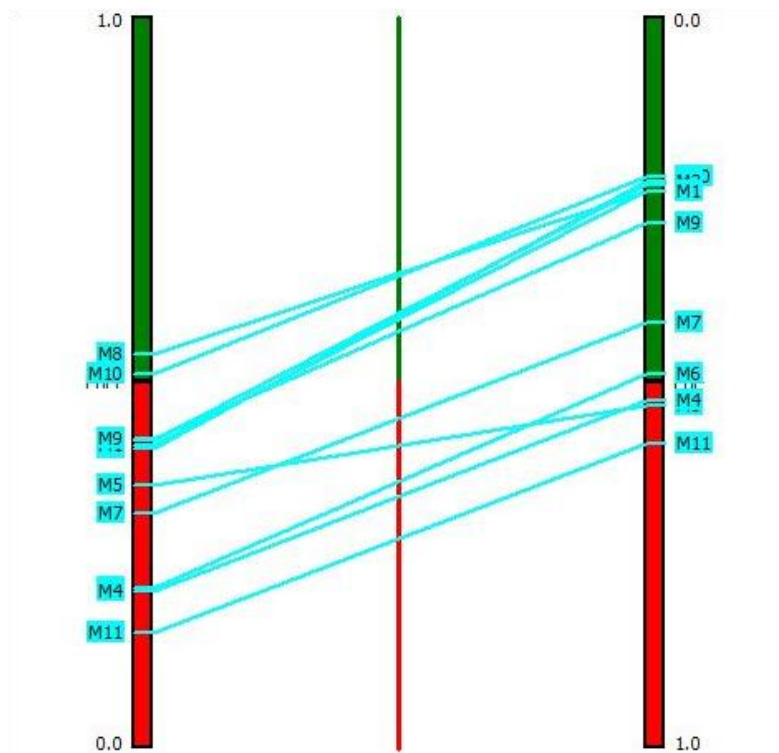
За дефинисан сценарио извршено је PROMETHEE II рангирање, уз помоћ софтверског пакета Visual PROMETHEE. На основу израчунатих вредности и дефинисаног сценарија, добијене су вредности позитивних (Φ^+) и негативних (Φ^-) токова преференције, што је приказано у табел 6.17.

Табела 6.17. Токови преференција за дефинисани годишњи сценарио

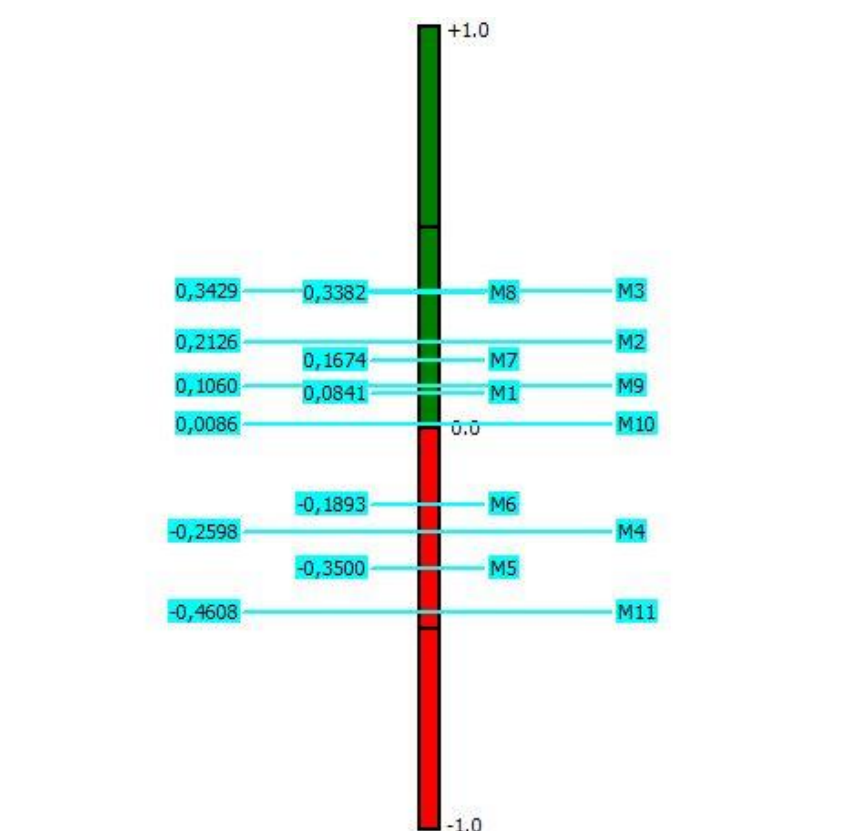
Мерна места	Phi	Phi+	Phi-
M8	0,3008	0,5389	0,2381
M10	0,2921	0,5111	0,2190
M2	0,1901	0,4197	0,2296
M3	0,1847	0,4100	0,2253
M1	0,1747	0,4130	0,2383
M9	0,1404	0,4233	0,2829
M7	-0,0968	0,3203	0,4171
M5	-0,1738	0,3591	0,5329
M6	-0,2715	0,2171	0,4886
M4	-0,3133	0,2126	0,5259
M11	-0,4274	0,1573	0,5847

**M1 – Мартонош; M2 – Нови Бечеј; M3 - Тител; M4 - Хетин; M5 – Бачко Градиште; M6 - Врбица; M7 – Српски Итебеј; M8 - Сомбор; M9 - Меленци; M10 – Бачки Брег 1; M11 – Бачки Брег 2.*

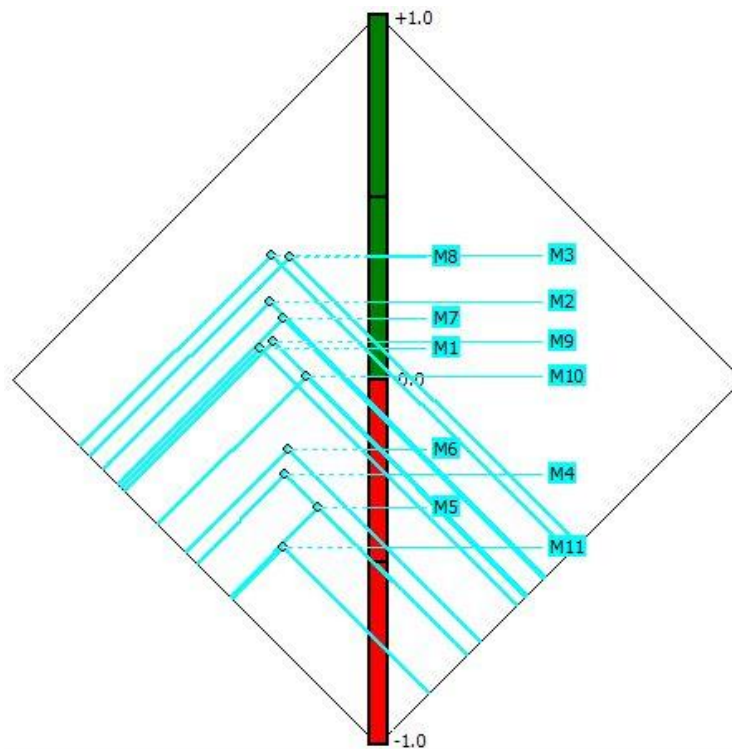
Методом PROMETHEE је извршио парцијално (Слика 6.18) и комплетно (Слика 6.19) рангирање мерних места – од најбоље до најлошије опције за задате критеријуме, за дефинисан сценарио. Предочени резултати показују да је најмање загађено мерно место, са најбољим квалитетом воде М8, док је највише загађено мерно место, са најлошијим квалитетом воде М11.



Слика 6.18. Парцијално рангирање



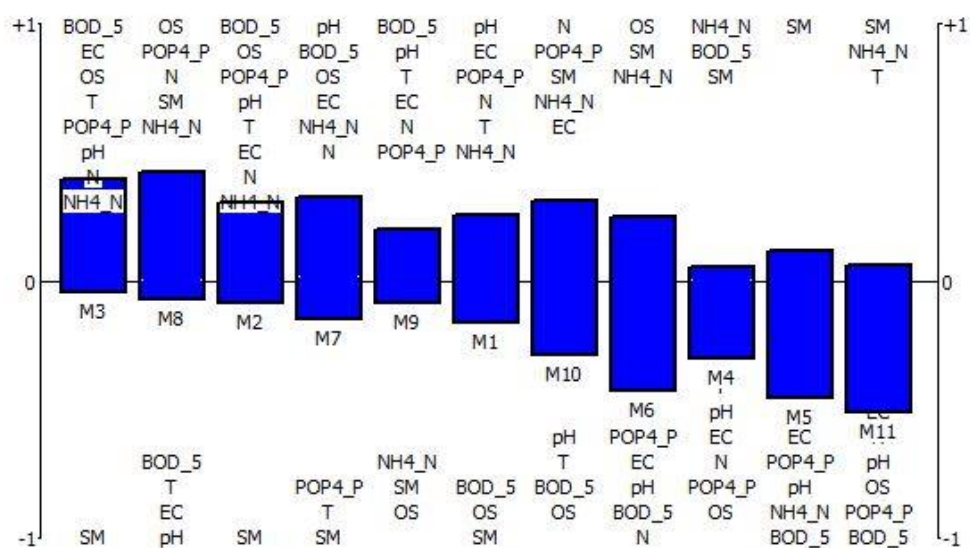
Слика 6.19. Комплетно рангирање



Слика 6.20. Дијамантски приказ рангирања за дати сценарио

Слика 6.20. представља дводимензионални резултат агрегираног рангирања алтернатива, методама PROMETHEE I и PROMETHEE II за дати сценарио. Квадрат представља област Φ^+ и Φ^- равни, у којој је свака од алтернатива представљена тачком. Раван је нагнута под углом од 45° тако да вертикална димензија даје нето ток алтернатива Φ . Позитивни ток преференције Φ^+ повећава угао са леве стране ка врху, док негативни ток преференције Φ^- повећава угао са десне стране ка дну.

Разврстан поглед на PROMETHEE II методу, којим се приказују предности и недостаци појединих алтернатива, а на основу којих је спроведено комплетно рангирање варијантних решења, представља апликација PROMETHEE Дуга (Слика 6.21). Са слике 6.21 се може уочити да опције M3, M8 и M2 показују значајно мање присуство параметара квалитета воде који утичу на лошији квалитет воде, у односу на остале мерне локације.



Слика 6.21. PROMETНЕЕ Дуга рангирање мерних места

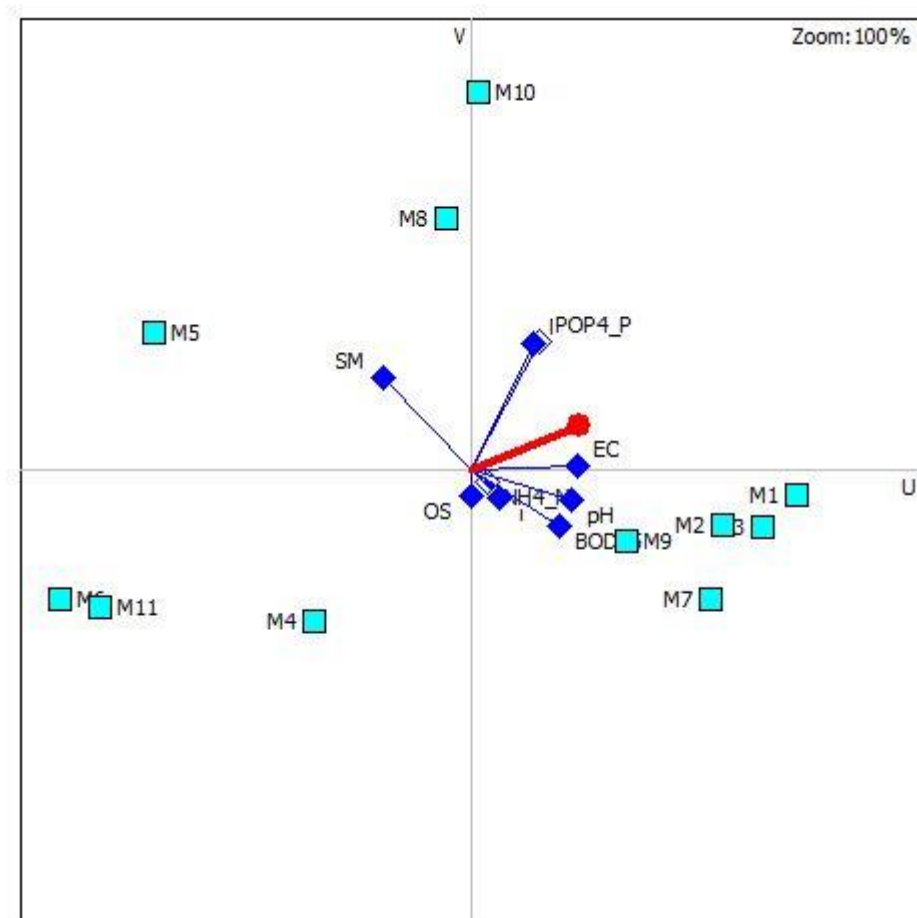
Табела токова (Табела 6.4.4) показује израчунате вредности нето токова сваког појединачног критеријума и сваке алтернативе, респективно.

Табела 6.18. Приказ нето токова

	T	EC	pH	OS	BOD_5	SM	N	POP4_P	NH4_N
M8	-0,5401	-0,2000	-0,4000	0,6921	0,0770	0,9000	0,5885	0,8200	0,1080
M10	-0,4339	0,0000	0,1000	0,1805	-0,2000	0,9000	1,0000	0,9800	0,1240
M2	0,2395	0,4000	0,1000	0,4030	0,6460	-0,8000	-0,0519	0,4371	0,0720
M3	0,2983	0,6000	0,1000	0,2946	0,5430	-0,6000	-0,0162	0,3214	0,0720
M1	0,3514	0,8000	0,7000	-0,0350	0,5430	-1,0000	0,0561	0,4300	0,0720
M9	0,1808	0,2000	0,7000	-0,3726	1,0000	-0,1276	-0,1180	-0,0943	0,0240
M7	-0,4870	1,0000	1,0000	-0,4130	0,1910	-0,4000	-0,4786	-1,0000	0,0400
M5	-0,7401	-0,4000	-0,8000	1,0000	-1,0000	-0,0549	0,6535	-0,0943	-0,7320
M6	0,0599	-1,0000	-0,8000	0,0503	-0,5570	0,6000	-0,8822	-0,4000	0,0640
M4	0,6102	-0,6000	0,1000	-0,9274	-0,7660	0,3532	-0,2299	-0,6000	0,0840
M11	0,4610	-0,8000	-0,8000	-0,8726	-0,4770	0,2293	-0,5214	-0,8000	0,0720

*M1 – Мартонош; M2 – Нови Бечеј; M3 - Тител; M4 - Хетин; M5 – Бачко Градиште; M6 - Врбица; M7 – Српски Итебеј; M8 - Сомбор; M9 - Меленци; M10 – Бачки Брег 1; M11 – Бачки Брег 2.

GAIA ravan grafički prikazuje međuzavisnost kriterijuma i alternativa (Слика 6.22). На основу оваквог графичког приказа, могуће је утврдити аспекте сагласности и несагласности између критеријума, као и значајност сваке алтернативе по сваком критеријуму. Алтернативе (M1-M11) су представљене на слици одвојеним светло плавим квадратима, док су критеријуми рангирања повезани са фиктивним координатним почетком и приказани тамно плавим ромбовима.



Слика 6.22. GAIA ravan

Мерна места која се налазе ближе усмерењу осе сваког појединачног критеријума, боља су од других по том критеријуму. На основу резултата GAIA анализе (Слика 6.22) закључује се да су мерна места M9, M2, M7, M3 и M1 боље рангирана од осталих према критеријумима BOD-5, pH, NH₄-N, EC и T.

Са друге стране, мерна места М4, М6 и М11 садрже веће концентрације ових параметара у води, односно лошије су по тим критеријумима. Према критеријуму суспендованих материја (SM), мерна места М8 и М10 су са најмањим концентрацијама у води. Најлошије рангирана мерна места према критеријуму засићености воде кисеоником (OS), са најнижим вредностима овог параметра у води, су М4 и М11.

Како би се детаљније утврдила међузависност критеријума и алтернатива, посматрани су засебно периоди топлог и хладног периода.

6.7.1. Рангирање за топли период

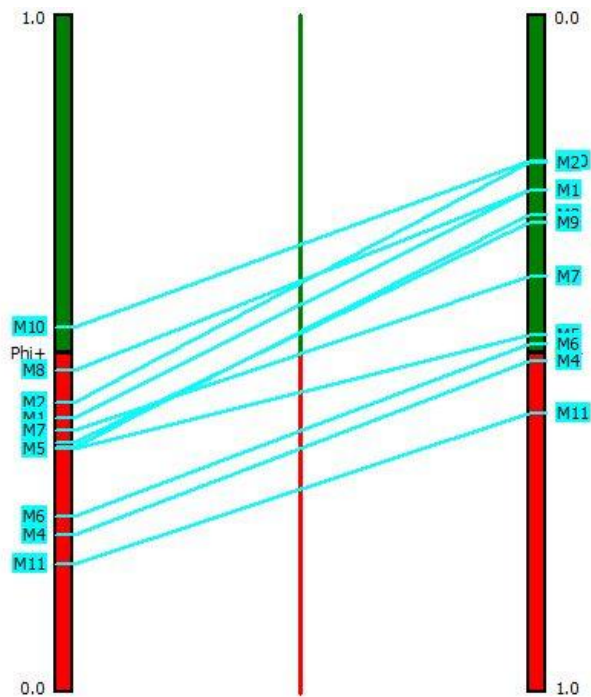
У табели 6.19. приказане су просечне вредности за топли посматрани период године, за месеце април, мај, јун, јул, август, септембар и октобар.

Табела 6.19. Просечне вредности параметара за топли период

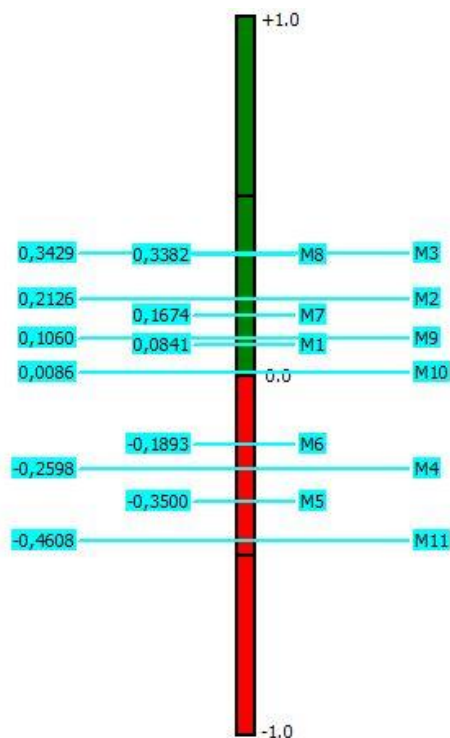
Сценарио: топли	T	EC	pH	OS	BOD_5	SM	N	POP4_P	NH4_N
M1	19,500	424,000	7,900	88,000	1,50	47,90	0,753	0,055	0,04
M2	20,200	440,000	7,900	92,300	1,60	22,30	0,801	0,054	0,05
M3	20,100	426,700	7,900	90,400	2,20	27,90	0,767	0,063	0,06
M4	19,000	1028,800	7,900	51,700	3,90	17,30	0,507	0,476	0,07
M5	20,700	523,700	8,100	113,600	4,40	31,10	0,330	0,050	0,23
M6	19,700	1495,400	8,100	80,600	3,00	14,30	0,374	0,424	0,10
M7	19,200	344,000	7,600	78,600	2,30	15,60	1,072	0,119	0,11
M8	21,600	530,000	8,000	92,400	2,00	9,30	0,608	0,027	0,03
M9	20,000	446,600	7,900	82,900	1,40	22,90	0,771	0,074	0,08
M10	20,900	503,000	8,000	97,300	2,40	8,90	0,412	0,014	0,03
M11	18,600	1285,300	8,200	57,100	2,70	23,40	0,545	1,043	0,06

*M1 – Мартонош; M2 – Нови Бечеј; M3 - Тител; M4 - Хетин; M5 – Бачко Градиште; M6 - Врбица; M7 – Српски Итебеј; M8 - Сомбор; M9 - Меленци; M10 – Бачки Брег 1; M11 – Бачки Брег 2.

На основу табеле 6.19, извршено је парцијално и комплетно рангирање мерних места и приказано на сликама 6.23 и 6.24. Резултати показују да је најмање загађено мерно место, са најбољим квалитетом воде М10, док је највише загађено мерно место, са најлошијим квалитетом воде М11.



Слика 6.23. Парцијално рангирање



Слика 6.24. Комплетно рангирање

6.7.2. Рангирање за хладни период

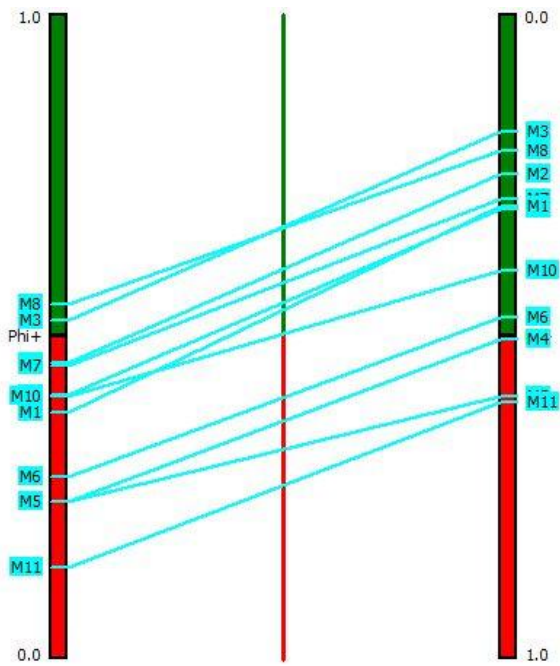
У табели 6.20 приказане су просечне вредности за хладни посматрани период године, за преостале месеце: новембар, децембар, јануар, фебруар и март.

Табела 6.20. Просечне вредности параметара за хладни период

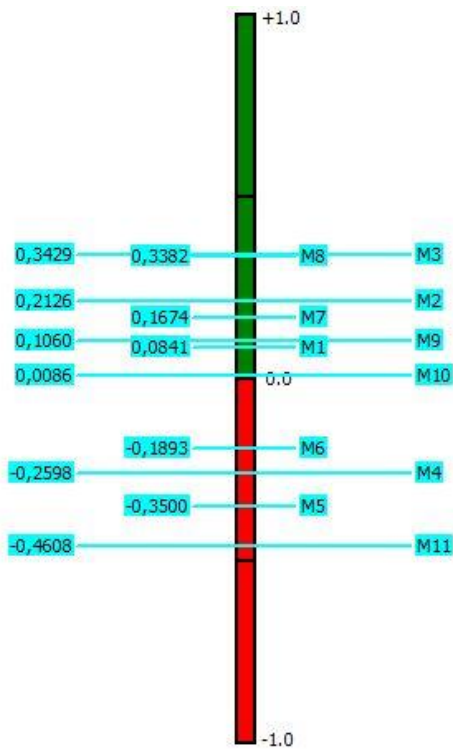
Сценарио: хладни	T	EC	pH	OS	BOD_5	SM	N	POP4_P	NH4_N
M1	4,600	353,200	7,900	87,200	2,70	195,20	1,346	0,051	0,12
M2	4,100	431,600	8,000	92,000	2,20	99,20	1,389	0,048	0,13
M3	4,000	406,800	8,000	91,600	1,60	40,80	1,397	0,055	0,12
M4	5,400	1006,800	8,100	84,000	2,60	16,60	1,859	0,176	0,04
M5	5,600	765,000	8,200	88,500	4,80	5,50	1,556	0,122	0,45
M6	5,500	1451,600	8,300	99,800	3,30	10,20	2,785	0,173	0,07
M7	6,700	408,200	7,700	93,200	2,10	49,50	1,455	0,127	0,12
M8	5,300	594,600	8,200	99,600	2,70	9,40	1,112	0,025	0,05
M9	4,600	480,000	8,000	87,000	1,90	23,40	1,500	0,079	0,17
M10	5,900	562,000	8,100	79,400	3,20	8,80	0,274	0,010	0,03
M11	5,000	1278,200	8,300	85,400	3,40	12,80	2,186	0,562	0,10

*M1 – Мартонош; M2 – Нови Бечеј; M3 – Тител; M4 – Хетин; M5 – Бачко Градиште; M6 – Врбица; M7 – Српски Итебеј; M8 – Сомбор; M9 – Меленци; M10 – Бачки Брег 1; M11 – Бачки Брег 2.

На основу табеле 6.20 извршено је парцијално и комплетно рангирање мерних места и приказано на сликама 6.25 и 6.26. Резултати показују да је најмање загађено мерно место у посматраном хладном периоду, са најбољим квалитетом воде M3, док је највише загађено мерно место, са најлошијим квалитетом воде M11.



Слика 6.25. Парцијално рангирање за хладни период



Слика 6.26. Комплетно рангирање за хладни период

Може се закључити да се рангирање квалитета воде разликује у зависности од топлог и хладног периода у току године, те да се мерна места са бољим квалитетом воде смењују, посматрајући топли (M10) и хладни период (M3). Ипак, у оба случаја, рангирањем применом метода PROMETHEE, као место са најлошијим квалитетом издвојила се локација M11.

VII поглавље

ЗАКЉУЧНА РАЗМАТРАЊА

Ова докторска дисертација потврђује важност примене WQI као корисног алата за представљање информација о квалитету површинских вода. Он одражава свеукупни утицај различитих извора и пружа могућности за лакшу интерпретацију података добијених са станица за праћење квалитета вода независно од тога да ли је у питању оперативни, надзорни или истраживачки мониторинг.

Резултати истраживања током рада на овој докторској дисертацији показују да се квалитет воде дуж реке Тисе (на њеном току кроз Србију) значајно смањује током топлог периода, али и даље остаје у опсегу пожељних вредности које су, према SWQI описном индикатору квалитета, утврђене као добре (72-83) и врло добре (84-89). На основу приказаних резултата који су добијени анализом десет значајних параметара о квалитету воде реке Тисе, мерених на три тачке у периоду од 2011. до 2016. године, може се констатовати да дифузни извори загађења антропогеног порекла (у првом реду, пољопривреда) значајно утичу на промене квалитета воде у посматраном периоду. Најслабији квалитет је утврђен на мерној станици (Мартонош), првој на току Тисе кроз Србију.

Слични резултати су добијени приликом анализе квалитета воде Тисе 2010. године али на пет мерних станица. С обзиром на то да нису установљене видне разлике између мерних станица у околини Бечеја – узводно (Падеј) и низводно (Жабал) – редукција мерних станица са пет на три у актуелној пракси мониторинга доприноси рационализацији управљања квалитетом овог водотока.

Утицај извора загађења антропогеног порекла на квалитет овог водотока је потврђен коришћењем мултиваријационих статистичких метода – кластер анализом, анализом главних компоненти и факторском анализом. Примена ових техника помогла је у идентификовању и лоцирању извора загађења, али су омогућиле и стицање увида у временске и просторне промене у квалитету површинских вода на сливу Тисе у Србији. Анализом груписања 11 мерних станица

је разврстано у два статистички значајна кластера у одвојеној вези ($D_{\text{link}}/D_{\text{max}}$) x 100. Кластер 1 са састојао од осам осам мерних станица у српском делу слива реке Тисе (Мартонош, Нови Бечеј, Тител, Сомбор, Меленци, Бачки Брег 1, Бачко Градиште и Српски Итебеј), док су се у Кластеру 2 нашле преостале три мерне станице (Врбица, Бачки Брег 2 и Хетин). Кластер 1 одговара ниско загађеним водним телима, а њему припадају и све мерне станице на самом току Тисе. Локације Кластера 2 (Врбица и Хетин) карактерише, с друге стране, висок ниво загађености воде. Видна одступања ових локација су последица испуштања отпадних вода из рударско-металуршких постројења која се налазе у Румунији. Резултати кластер анализе упућују на то да је неопходно више пажње посветити малим водотоцима (притокама) који припадају српском делу слива реке Тисе.

Резултати добијени применом техника PCA/FA јасно су показали да до варијација у квалитету воде долази углавном под утицајем растворених соли (из природних извора) и органских супстанци и нутријената из различитих антропогених извора: пре свега, пољопривредне производње, прехранбене индустрије, испуштања отпадних вода и сл. Резултати PCA анализе такође потврђују чињеницу да десет одабраних варијабли, то јест SWQI индикатора (неопходних за процену квалитета површинских вода), изражавају 67% и 72% укупне варијансе података за зимски и летњи период, редоследно. Издвојиле су се при томе по четири главне компоненте како за зимски тако и за летњи период. На основу обављене анализе квалитета воде у сливу Тисе, применом техника PCA/FA, може се тврдити да је еколошки и хемијски статус реке Тисе угрожен углавном:

- (1) релативно малим концентрацијама раствореног кисеоника (посебно током топлог периода);
- (2) високим вредностима БПК₅;
- (3) великим бројем колиформних бактерија;
- (4) високим садржајем суспендованих материја;те
- (5) великим количинама нутријената (пре свега, укупног фосфора, амонијака итд.).

Већи део негативних антропогених утицаја на загађења реке Тисе, који се односи на интензивну пољопривредну производњу, неутрализује се разблаживањем и процесима самопречишћавања у Дунаву. На првој мерној станици након ушћа Тисе, која се налази 50 km низводно, значајан утицај на главне

параметре квалитета воде није откривен. То не значи да је озбиљна претња од реке Тисе за еколошки и хемијски статус Дунава потпуно уклоњена. Она потиче од прилива хранљивих материја (укупног фосфора, амонијака итд.). За разлику од неких других загађујућих супстанци, које се могу неутралисати, нутријенти остају у животној средини чак и када се абсорбују природним путем. Најзад, Тиса остаје значајан извор опасности због високог садржаја колиформних бактерија. Присуство колиформних бактерија (*E.coli*), као индикатора санитарне контаминације воде, највише је изражено на станици Мартонош (S1), али су вредности значајно ниже према ушћу Тисе у Дунав.

Методом PROMETHEE, из групе вишекритеријумских метода, извршено је парцијално и комплетно рангирање мерних места – од најбоље до најлошије опције за задате критеријуме (проистекле из SWQI), и за дефинисане сценарије: зимски и летњи. Добијени резултати су у сагласности са резултатима добијеним коришћењем других техника. Најмање загађено водно тело (са најбољим квалитетом воде) је на мерном месту М8 (почетак канала Д-Т-Д), док је најзагађеније водно тело Плазовић на мерном месту М11 (Бачки Брег 2).

Да би се квалитет воде у сливу Тисе на територији Србије одржао на потребном нивоу, према захтевима који проистичу из различитих директива и правилника, неопходно је непрестано унапређивати систем мониторинга, препознати главне полутанте и изворе загађења, те пратити и предвиђати трендове.

Резултати истраживања изложени у овом докторском раду потврдили су полазну хипотезу да примена SWQI метода омогућава свеобухватну процену квалитета воде Тисе и њених притока у Србији. Поређење и усаглашавање актуелне регулативе Републике Србије са усвојеним прописима европског законодавства (ЕУ), а пре свега са Оквирном директивом о водама, један је од битних услова за побољшање стања водних тела у Србији. Имајући ово у виду, изложени резултати потврђују и помоћну хипотезу H_1 која претпоставља корелацију између актуелних законских прописа и европских стандарда за одређивање параметара квалитета површинске воде. Такође, потврђена је и помоћна хипотеза H_2 , то јест да је статистичким моделовањем применом мултиваријационе анализе могуће олакшати праћење параметара квалитета воде, посебно када је реч о загађености пространих речних сливова изложеним бројним полутантима. Применом ових метода, као и

техника вештачке интелигенције, код праћења квалитета површинских вода, могуће је смањити број посматраних параметара квалитета циљу оптимизације мониторинга, што иде у прилог помоћној хипотези H_3 .

ЛИТЕРАТУРА

- Агенција за заштиту животне средине. 2012-2017. *Резултати испитивања квалитета површинских и подземних вода.* Београд.
- Anderberg, M.R. 1973. *Cluster Analysis for Applications*. Academic Press, London.
- Andó, M., Vágás, I. 1972. The catastrophic flood in 1970 along the Valley of Tisza River. *Földrajzi Közlemények*, 96(1): 18.
- Andrade, E.M., Palácio, H.A.Q., Souza, I.H., Leão, R.A., Guerreiro, M.J. 2008. Land Use Effects in Groundwater Composition of an Alluvial Aquifer (Trussu River, Brazil) by Multivariate Techniques. *Environmental Research*, 106(2): 170-177.
- Akkaraboyina, M.K., Raju, B.S.N. 2012. Assessment of water Quality Index of River Godavari at Rajahmundry. *Universal Journal of Environmental Research and Technology*, 2(3): 161-167.
- Areerachakul, S. 2012. Comparison of ANFIS and ANN for estimation of biochemical oxygen demand parameter in surface water. *International Journal of Chemical and Biological Engineering*, 6: 286-290.
- Assessment Mission to Hungary and Romania UNDAC Mission Report: *United Nations Environment Programme*. UNEP/Office for the Co-ordination of Humanitarian Affairs, OCHA, Geneva. 2000.
- Бабић, Г. 2018. Праћење квалитета површинских вода применом SWQI методе. *Вода 2018 – 47. конференција о актуелним темама коришћења и заштите вода*, Зборник радова (Ур.: Ђукић, А.). Сокобања, 12.-14. јун, стр. 185-188.
- Babović, N., Marković, Dejan, Dimitrijević V., Marković Dragan. 2011. Some indicators of water quality of the Tamiš River. *Chemical Industry & Chemical Engineering Quarterly*, 17(1): 107-115.

- Barrow, C.J., 1998. River basin development planning and management: A critical review. *World Development*, 26(1): 171-186.
- Bjelajac, D., Leščešen, I., Micić, T., Pantelić, M. 2013. Estimation of water quality of Sava River (Vojvodina, Serbia) in the period 2004-2011 using Serbian Water Quality Index (SWQI). *Geographica Pannonica*, 17(4): 91-97.
- Blackstock, K.L., Richards, C. 2007. Evaluating stakeholder involvement in river basin planning: a Scottish case study. *Water Policy*, 9(5): 493-512.
- Boeuf, B., Fritsch, O. 2016. Studying the implementation of the water framework Directive in Europe: a metaanalysis of 89 journal articles. *Ecology and Society*, 21(2): 19.
- Bricker, S.B., Clement, C.G., Pirhalla, D.E., Orlando, S.P., Farrow, D.R.G. 1999. *National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries*, NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD.
- Brouwer, S., Rayner, T., Huitema, D. 2013. Mainstreaming climate policy: the case of climate adaptation and the implementation of EU water policy. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 31(1): 134-153.
- Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A. and Tozer, R.G. 1970. A Water quality index – Do we dare? *Water and Sewage Works*, 117(10): 339-343.
- van Nood, M., Kovács, P., Whalley, P., Heilmann, D., Milovanović, M., Kunikova, E., Jula, G., Iarochevitch, A. 2011. Integrated Tisza River Basin Management Plan. *Water Research and Management*, 1(2): 1-12.

- Varol, M., Gökot, B., Beklyen, A., Şen, B. 2012. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Tigris river (Turkey) using multivariate statistical techniques – A case study. *River Research and Applications*, 28(9): 1428-1438.
- Varol, M., Şen, B. 2012. Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *Catena*, 92: 1-10.
- Vega, M., Pardo, R., Barrado, E., Debán, L. 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research*, 32(12): 3581-3592.
- Velašević, V., *Životna sredina i Homo sapiens: eseji*, J.P. Palić-Ludaš, Palić, 2004.
- Veljković, N., Lekić, D., Jovičić, M., Pajčin, N. 2010. Internet application Serbian Water Quality Index. *Water Sanitary Engineering*, 40(3): 15.
- Вељковић, Н., Поповић, Т., Јовичић, М., Допуђа-Глишић, Т. 2012. Утицај климатских фактора на квалитет водотокова Поморавља: Анализа методом sSWQ_{IRB}. *Вода и санитарна техника*, 5-6: 31-39.
- Veljković, N. D. 2013. Sustainable development indicators: Case study for South Morava river basin. *Hemijska industrija*, 67(2): 2013.
- Воza, Д. 2016. *Моделовање просторних и временских промена квалитета површинских вода* (докторска дисертација). Технички факултет у Бору Универзитета у Београду.
- Voza, D., Vuković, M., Takić, Lj., Nikolić, Đ., Mladenović-Ranisavljević, I. 2015. Application of multivariate statistical techniques in the water assessment of the Danube River, Serbia. *Archives of Environmental Protection*, 41(4): 96-103.

- Вујовић, С. 2014. *Потенцијал самопречишћавања површинских вода као критеријум за дефинисање квалитета отпадних вода* (докторска дисертација). Универзитет у Новом Саду.
- Вујовић, С., Колаковић, С., Бечелић-Томин, М. 2013. Процена квалитета воде значајно измењених водних тела на територији Војводине применом мултиваријационих статистичких метода. *Хемијска индустрија*, 67(5): 823-833.
- Вуковић, М., *Основи екологије*, Технички факултет, Бор, 2005.
- Вучићевић, С. *Шума и животна средина*, Ј.П. Србијашуме и Шумарски факултет, Београд, 1999.
- Гавриловић, Љ. *Поплаве у СР Србији у XX веку – узроци и последице*, Посебно издање, књ. 52, Београд: Српско географско друштво, 1981.
- Gvozdić, V., Brana, J., Puntarić, D., Vidosavljević, D.R., Roland, D. 2011. Changes in the Lower Drava River water quality parameters over 24 Years. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, Versita; Warsaw, 62(4): 325-333.
- Global Water Partnership, Technical Advisory Committee (TAC). *Integrated Water Resources Management*. Stockholm, 2000.
- Goncharuk, V.V. 2008. A new concept of supplying the population with a quality drinking water. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 30(3): 129-136.
- Грабић, Ј. 2012. *Процена утицаја различитих фактора на промене квалитета воде у каналској мрежи* (докторска дисертација). Пољопривредни факултет Универзитета у Новом Саду.

- Grabić, J., Benka, P., Bezdan, A., Josimov-Dundërski, J., Salvai, A. 2016. Water quality management for preserving fish populations within hydro-system Danube-Tisa-Danube, Serbia. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. 11(1): 235-243.
- Grimvall A., Per Stålnacke P., Tonderski A. 2000. Time scales of nutrient losses from land to sea – a European perspective. *Ecological Indicators*. 14(4): 363-371.
- Grubert, J.P. 2003. Acid deposition in the eastern United States and neural network predictions for the future. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(2): 99-109.
- Gurzau, A.E., Popovici, E., Pinteã. A., Popa, O., Pop, C., Dumitrascu, I. 2010. Quality of surface water sources from a central Transylvanian area as a possible problem for human security and public health. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 5(2): 119-126.
- De Groot R. 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 75(3-4): 175-186.
- DEFRA, *River Basin Planning Guidance*, DEFRA, London, 2006.
- Dimas, S. 2007. Opening Speech of the European Water Conference, Brussels 22-23th of March 2007, A member of the European Commission responsible for the Environment;
http://www.ibiol.ro/man/wkp2009a/Janning_EUWMA%20Bukarest.pdf
- Dimkić, M.A., Milovanović, M., Dimkić, D. 2011. Sustainable and adaptive water management: Case study of water management in Serbia. *Water Research and Management*, 1(4): 9-19.

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy: 2000 http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm

[приступљено 18. августа 2018].

Downs, P.W., Gregory, K.J., Brookers, A. 1991. How integrated is river basin management. *Environmental Management*, 15(3): 299-309.

Döll, P., Hoffmann-Dobrev, H., Portmann, F.T., Siebert, S., Eicker, A., Rodell, M., Strassberg, G., Scanlon, B.R. 2012. Impact of water withdrawals from groundwater and surface water on continental water storage variations. *Journal of Geodynamics*, 59-60: 143-156.

Dragičević, S., Nenadović, S., Jovanović, B., Milanović, M., Novković, I., Pavlović, D., Lješević, M. 2010. Degradation of Topčiderska River water quality (Belgrade). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 5(2): 177-184.

Ђековић, В., Анђелковић, А., Спалевић, В., Јанић, М. 2015. *Шумарство*, 4: 48-66.

Ђоковић, А.М. 2013. *Структурна корелациона анализа у интерпретацији векторских коефицијената корелације* (докторска дисертација). Факултет организационих наука Универзитета у Београду.

ЕЕА. 1999. *Environment in the European Union at the turn of the century*. Environmental assessment report No 2, ЕЕА, Copenhagen, 446 pp.

ЕЕА. 1999. *European Environment Agency: Environmental Indicators: Typology and Overview*, Technical report no. 25, European Environment Agency, Copenhagen.

ЕЕА. 2003. *Status of Europe's water*. ЕЕА Briefing No 1. European Environmental Agency, Copenhagen.

EEC. Council Directive 75/440/EEC of 16 June 1975 concerning the quality required of surface water intended for the abstraction of drinking water in Member States, OJ No 1. 194, 25/7/1975, 26-31, May 2011.

European Commission, 2002. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 8. Public Participation in Relation to the Water Framework Directive. Working group 2.9 – Public Participation. Luxembourg.

Живојиновић, С. 2013. *Развој и примена хеометријских метода за класификацију и процену квалитета вода* (докторска дисертација). Технолошко-металуршки факултет Универзитета у Београду.

Zsuga, K., Szabó, A. 2005. A Tisza hazai vízgyűjtőterületének ökológiai állapota, környezetvédelmi problémái [Еколошки проблеми на делу слива Тисе у Мађарској]. *Hidrológiai Közlöny*, 85(6): 168-170.

Zhang, S., Gao, P., Tong, Y., Norse, D., Lu, Y., Powelson, D. 2015. Overcoming nitrogen fertilizer over-use through technical and advisory approaches: A case study from Shaanxi Province northwest China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 209: 89-99.

Ilijević, K., Obradović, M., Jevremović, V., Gržetić, I. 2015. Statistical analysis of the influence of major tributaries to the eco-chemical status of the Danube River. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187(9): 553.

Ishizaka, A., Nemery, P. 2013. *Multi-Criteria Decision Analysis: Methods and Software*. John Wiley & Sons, Ltd. New Delhi, India.

- Istvánovics, V., Honti, M., Vörös, L., Kozma, Z. 2010. Phytoplankton dynamics in relation to connectivity, flow dynamics and resource availability – the case of a large, lowland river, the Hungarian Tisza. *Hydrobiologia*, 637(1): 121-141.
- Iscen, C.F., Emiroglu, Ö., Ilhan, S., Arslan, N., Yilmaz, V., Ahiska, S. 2008. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of surface water quality in Uluabat Lake, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 144(1-3): 269-276.
- ИЦПДР. 2011. *Пут до хармонизованог слива реке Тисе – увод Интегралног плана управљања сливом реке Тисе*, Међународна комисија за заштиту реке Дунава, Беч.
- ICPDR. 2009. *Sub-Basin Level Flood Action Plan Tisza River Basin*. Flood Protection Expert Group.
- ICPDR. 2015. *The Danube River Basin facts and figures*. International Commission for the Protection of the Danube River [online]. [Присуп: 24. 2. 2015.]. [http://www.icpdr.org/main/danube basin/river-basin](http://www.icpdr.org/main/danube%20basin/river-basin).
- ICWE. 1992. The Dublin statement on water and sustainable development. *International Conference on Water and the Environment*, World Meteorological Organization, Dublin.
- Jager, N.W., Challies, E., Kochskämper, E., Newig, J., Benson, D., Blackstock, K., Collins, K., Ernst, A., Evers, M., Feichtinger, J., Fritsch, O., Gooch, G., Grund, W., Hedelin, B., Hernández-Mora, N., Hüesker, F., Huitema, D., Irvine, K., Klinke, A., Lange, L., Loupsans, D., Lubell, M., Maganda, C., Matczak, P., Parés, M., Saarikoski, H., Slavíková, L., van der Arend, S., von Korff, Y. 2016. Transforming European water governance? Participation and river basin management under the EU water framework directive in 13 member states. *Water*, 8(4): 156.

- Ji, X., Dahlgren, R.A., Zhang, M. 2016. Comparison of seven water quality assessment methods for the characterization and management of highly impaired river systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(1): 15.
- Јовановић-Коломејцева, Л., *Еколошки менаџмент*, Универзитет Браћа Карић, Београд, 2004.
- Josimov Dunderski, J., Savić, R., Grabić, J., Blagojević, B. 2017. Water quality trends of the Tisa River along its flow through Serbia. *Annual Set The Environment Protection Rocznik Ochrona Środowiska*, 19: 17.
- Kanakoudis, V., Tsitsifli, S. 2010. On-going evaluation of the WFD 2000/60 EC implementation process in the European Union, seven years later its launch: are we behind schedule? *Water Policy*, 12(1): 70-91.
- Kastori, T. (ur.). 1997. *Teški metali u životnoj sredini*. Naučni institut za ratarstvo i povrtarstvo, Novi Sad, 1997.
- Kirschner, A.K., Kavka, G.G., Velimirov, B., Mach, R.L., Sommer, R., Farnleitner, A.H. 2009. Microbiological water quality along the Danube River: Integrating data from two whole-river surveys and a transnational monitoring network. *Water research*, 43(15): 3673-3684.
- Киурски-Милошевић, Ј. 2015. *Модел процене квалитета подземне воде са повећаним садржајем арсена применом фази логике* (докторска дисертација). Факултет техничких наука Универзитета у Новом Саду.
- Kovács, J., Tanos, P., Korponai, J., Székely, I.K., Gondár, K., Gondár-Sőregi, K., Hatvani, I.G. 2012. Analysis of Water Quality Data for Scientists. In: *Water quality monitoring and assessment* (Eds.: Voudouris, K., Voutsas, D.).

- Коломејцева-Јовановић. *Хемија и заштита животне средине*. Савез инжењера и техничара Србије, Београд, 2010.
- Kowalkowski, T., Zbytniewski, R., Szpejna, J., Buszewski, B. 2006. Application of chemometrics in river water classification. *Water Research*, 40(4): 744-752.
- Лелеш, Б. 2006. *Промене квалитета каналске воде под утицајем расутог загађења из пољопривреде* (магистарска теза). Пољопривредни факултет Универзитета у Новом Саду.
- Łaszewski, M. (2018). Human Impact on Spatial Water Temperature Variability in Lowland Rivers: a Case Study from Central Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(1): 191-200.
- Lászlóffy, W. 1982. *A Tisza: vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerben* [Развој и управљање басеном Тисе]. Akadémiai kiadó, Budapest, Hungary.
- Liao, S.W., Gau, H.S., Lai, W.L., Chen, J.J., Lee, C.G. 2008. Identification of pollution of Tapeng Lagoon from neighbouring rivers using multivariate statistical method. *Journal of Environmental Management*, 88(2): 286-292.
- Liu, C.W., Lin, K.H., Kuo, Y.M. 2003. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313(1-3): 77-89.
- Lomborg, B., *The Sceptical Environmentalist: measuring the real state of the world*, Cambridge University Press, Cambridge, 2001.
- Митић, М. 2015. *Оптимално коришћење и одрживо управљање водним ресурсима северног дела Косова и Метохије* (докторска дисертација), Универзитет у Приштини са привременим седиштем у Косовској Митровици.

- Maia, R. 2017. The WFD implementation in the European member states. *Water Resources Management*, 31(10): 3043-3060.
- Malve, O. *Water quality prediction for river basin management* (doctoral dissertation). Helsinki University of Technology, Finland, 2007.
- Manahan S.E., *Environmental Chemistry*, Seventh Edition, Lewis Publishers, 2000.
- Mangukiya, R., Bhattacharya, T. Chakraborty, S. 2012. Quality Characterization of Groundwater using Water Quality Index in Surat City, Gujarat, India. *International Research Journal of Environment Sciences*, 1(4): 14-23.
- Martignago, G. 2011. *A comparative analysis of Sava, Tisza, Dniester transborder water river basin management agreements and cooperation policies and their impact on the enhancing of mutual understanding and the well-being of people involved* (doctoral dissertation). University of Trieste, Italy.
- Matysik, M., Absalon, D., Ruman, M. 2015. Surface Water Quality in Relation to Land Cover in Agricultural Catchments (Liswarta River Basin Case Study). *Polish Journal of Environmental Studies*. 24(1): 175-184.
- Mendiguchía, C., Moreno, C., Galindo-Riaño, M.D., García-Vargas, M. 2004. Using chemometric tools to assess anthropogenic effects in river water: A case study: Guadalquivir River (Spain). *Analytica Chimica Acta*, 515(1): 143-149.
- Mihajlović, I., Nikolić, Dj., Štrbac, N., Živković, Ž. 2010. Statistical modeling in ecological management using the artificial neural network (ANNs). *Serbian Journal of Management*, 5(1): 39-50.
- Milanović, A., Milijašević, D., Brankov, J. 2011. Assessment of polluting effects and surface water quality using water pollution index: a case study of Hydro-system

Danube-Tisa-Danube, Serbia. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 6(2): 269-277.

Mitchell, B. 1990. Integrated water management. In: *Integrated Water Management: International Experiences and Perspectives* (Ed.: Mitchell, B.). Belhaven Press, London, 1-21.

Младеновић-Ранисављевић, И. 2012. *Вишекритеријумска анализа квалитета воде Дунава у Србији* (докторска дисертација). Технички факултет у Бору Универзитета у Београду.

Mladenović-Ranisavljević, I., Takić, Lj., Vuković, M., Nikolić, Đ., Živković, N., Milosavljević, P. 2012. Multi-criteria ranking of the Danube water quality on its course through Serbia. *Serbian Journal of Management*, 7(2): 299-307.

Mölder, A., Schneider, E. 2011. On the beautiful diverse Danube? Danubian floodplain forest vegetation and flora under the influence of river eutrophication. *River Research and Applications*, 27(7): 881-894.

Mostert, E., 2003. The challenge of public participation. *Water Policy*, 5(2): 179-197.

Mostert, E., van Beek, E., Bouman, N.W.M., Hey, E., Savenije, H.H.G., Thissen, W.A.H. 1999. River basin management and planning. Keynote paper for International workshop on River Basin Management, The Hague 27-29 October.

Mutikanga, H.E., Sharma, S.K., Vairavamoorthy, K. 2011. Multi-criteria decision analysis: a Strategic Planning tool for Water loss Management. *Water Resources Management*, 25: 3947-3969.

Nádudvari, A., Czajka, A. 2014. Statistical calculations of the Tisza River Channel changes along Vezsney and Martfü (Hungary) from 1873-2010. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 9(2): 57-70.

- Nędzarek, A., Bonisławska, M., Tórz, A., Gajek, A., Socha, M., Harasimiuk, F.B. 2015. Water Quality in the Central Reach of the Ina River (Western Pomerania, Poland). *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(1): 207-214.
- Newig, J. 2007. Does public participation in environmental decisions lead to improved environmental quality. *CCP (Communication, Cooperation, Participation. Research and Practice for a sustainable Future)*, 1: 51-71.
- Nikolić, Đ., Milošević, N., Mihajlović, I., Živković, Ž., Tasić, V., Kovačević, R., Petrović, N. 2010. Multi-criteria analysis of air pollution with SO₂ and PM₁₀ in urban area around the copper smelter in Bor, Serbia. *Water Air Soil Pollut*, 206(1-4): 369-383.
- O'Connell, E. 2017. Towards adaptation of water resource systems to climatic and socio-economic change. *Water Resources Management*, 31(10): 2965-2984.
- Oketola, A.A., Adekolurejo, S.M., Osibanjo, O. 2013. Water quality assessment of River Ogun using multivariate statistical techniques. *Journal of Environmental Protection*, 4: 466-479.
- Oláh, J., Oláh, M. 1996. Improving landscape nitrogen metabolism in the Hungarian lowlands. *Ambio*. 25(5): 331-335.
- Павић, Д. 2006. Тиса. У: *Еколошко истраживање Тиса 2005* (ур.: Павић, Д., Ђорђевић, А., Суђи, И., Милић-Ђорђевић, В., Вуков, Д., Игић, Р.), Тиски цвет, Нови Сад.
- Павић, Д., Месарош, М., Живковић, Н. 2010. Загађеност и квалитет воде реке Тисе у Србији. *Зборник радова Географског факултета Универзитета у Београду*, (58): 47-62.

- Palmer, M.D. 2001. *Water quality modeling: a guide to effective practice*. World Bank Publications.
- Pantelić, M., Đurđev, B., Stankov, U., Dragičević, V., Dolinaj, D. 2012. Water quality as an indicator of local residents' attitudes towards tourism development: A case study of settlements along Veliki Bački Kanal, Vojvodina, Serbia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (404): 09.
- Pécsi, M. (Eds.) 1969. A tiszai Alföld [in English: The River Tisza in the Great Hungarian Plane]. Akadémiai Kiadó, Budapest, Hungary, p. 381.
- Pejman, A.H., Nabi Bidhendi, G.R., Karbassi, A.R., Mehrdadi, N., Esmaeili Bidhendi, M. 2009. Evaluation of spatial and seasonal variations in surface water quality using multivariate statistical techniques. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 6(3): 467-476.
- Petz, K., Minca, E.L., Werners, S.E., Leemans, R. 2012. Managing the current and future supply of ecosystem services in the Hungarian and Romanian Tisza River Basin. *Regional Environmental Change*, 12(4): 689-700.
- Phumpiu, P., Gustafsson, J.E. 2009. When are partnerships a viable tool for development? Institutions and partnerships for water and sanitation service in Latin America. *Water Resources Management*, 23(1): 19-38.
- Pollard, S. 2002. Operationalising the new Water Act: contributions from the Save the Sand Project – an integrated catchment management initiative. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 27: 941-948.
- Prathumratana, L., Sthiannopkao, S., Woong Kim, K. 2008. The relationship of climatic and hydrological parameters to surface water quality in the lower Mekong River. *Environment International*, 34(6): 860-866.

- Радојичић, З. 2007. *Статистички модел оцењивања на субјективно процењеним карактеристикама* (докторска дисертација). Факултет организационих наука Универзитета у Београду.
- Raju, K.S., Duckstein, L., Arondel, C. 2000. Multicriterion Analysis for Sustainable Water Resources planning: a case study in Spain. *Water Resources Management*, 14: 435-456.
- Ракић, Ж., *Реке стално прете*, „Политика”, 5. август 1997.
- Richter, S., Völker, J., Borchardt, D., Mohaupt, V. 2013. The Water Framework Directive as an approach for Integrated Water Resources Management: Results from the experiences in Germany on implementation, and future perspectives. *Environmental Earth Science*, 69(2): 719-728.
- Riley, C., Tyson, J.M. 2006. Europe's Water Framework Directive: Discovering hidden benefits. *Water Science and Technology*, 53(10): 269-276.
- Savenije, H.H.G., van der Zaag, P. 2000. Conceptual framework for the management of shared river basins; with special reference to the SADC and EU. *Water Policy*, 2(1-2): 9-45.
- Said, A., Stevens, D. K., Sehlke, G. 2004. An innovative index for evaluating water quality in streams. *Environmental management*, 34(3): 406-414.
- SDD. 1976. *Development of Water Quality Index*. The Scottish Development Department. Engineering Division. Edinburgh. UK.
- Sakan, S., Gržetić, I., Đorđević, D. 2007. Distribution and Fractionation of Heavy Metals in the Tisa (Tisza) River Sediments. *Environmental Science and Pollution Research*, 14(4): 229-236.

Службени Гласник РС, бр. 30/2010. „Закон о водама“.

Службени гласник РС, бр. 96/2010. „Правилник о утврђивању водних тела површинских и подземних вода“.

Службени гласник РС, бр. 37/2011. „Правилник о националној листи индикатора заштите животне средине“.

Службени гласник РС, бр. 67/2011. „Правилник о референтним условима за типове површинских вода“.

Службени гласник РС бр. 74/2011. „Правилник о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода“.

Службени гласник РС, бр. 50/2012. „Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање“.

Службени гласник СРС, бр. 5/1968. „Уредба о класификацији вода“.

Службени лист СФРЈ, бр. 6/1978. „Уредба о класификацији вода међурепубличких водотока, међудржавних вода и обалног мора Југославије“.

Sekhar, M.C. *Immision approach for modelling dissolved solids in a river and separation of point and nonpoint loads* (doctoral dissertation). Regional Engineering College, Warangal, India, 2001.

SEPA, *Uticaј katastrofalnih poplava 2014. godine na stanje zemljište u Republici Srbiji*. Beograd, 2015.

SEPA. Serbian Environmental Protection Agency. The Ministry of Environment and Planning. <http://www.sepa.gov.rs>. 2010.

- Simeonov, V., Stratis, J.A., Samara, C., Zachariadis, G., Voutsas, D., Anthemidis, A., Sofoniou, M., Kouimtzis, Th. 2003. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, 37(17): 4119-4124.
- Singkran, N., Yenpiem, A. and Sasitorn, P. 2010. Determining Water Conditions in the North eastern Rivers of Thailand Using Time Series and Water Quality Index Models. *Journal of Sustainable Energy & Environment*, 1: 47-48.
- Singh, A. P., Ghosh, S. K. 1999. Water quality index for river Yamuna. *Pollution Research*, 18(4): 435-439.
- Singh, B. 2014. *Modelling of water quality in Canard River Watershed* (doctoral dissertation). University of Windsor.
- Singh, K.P., Malik, A., Mohan, D., Sinha, S. 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) – A case study. *Water Research*, 38(18): 3980-3992.
- Smeets, E., Weterings, R. 1999. *Environmental Indicators: Typology and Overview*. European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark.
- Steinhart, C. E., Schierow, L. J., Sonzogni, W. C. 1982. AN ENVIRONMENTAL QUALITY INDEX FOR THE GREAT LAKES 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 18(6): 1025-1031.
- Streets, H. W., & Phelps, E. B. (1925). Study of the pollution and natural purification of the Ohio river. III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration.
- Shmueli, D.F. 1999. Water quality in international river basins. *Political Geography*, 18(4): 437-476.

- Shrestha, S., Kazama, F. 2007. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, *Japan. Environmental Modelling and Software*, 22(4): 464-475.
- Schinegger, R., Pucher, M., Aschauer, C., Schmutz, S., 2018. Configuration of multiple human stressors and their impacts on fish assemblages in alpine river basins of Austria. *Science of the Total Environment*, 616: 17-28.
- Takić, Lj.; Živković, N.; Đorđević, A.; Randelović, Lj. 2012. Identification of pollution sources in the South Morava river using the Index method. *Facta Universitatis: Working and Living Environmental Protection*, 9(1): 11 - 17.
- Takić, Lj., Mladenović-Ranisavljević, I., Vasović, D., Đorđević, Lj. 2017. The assessment of the Danube River water pollution in Serbia. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(10): 380.
- Talukder, B., Blay-Palmer, A., Hipel, K.W., van Loon, G.W. 2017. Elimination Method of Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA): A Simple Methodological Approach for Assessing Agricultural Sustainability. *Sustainability*, 9(2): 287.
- Tanos, P., Kovács, J., Kovács, S., Anda, A., Hatvani, I.G. 2015. Optimization of the monitoring network on the River Tisza (Central Europe, Hungary) using combined cluster and discriminant analysis, taking seasonality into account. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(9): 575.
- Teodorović, I. 2009. Ecotoxicological research and related legislation in Serbia. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(1): 123-129.
- Tokatli, C. 2015. Assessment of water quality in the Meriç River as an ecosystem element in Turkey's Thrace Region. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(5): 2205-2211.

- Tsakiris, G. 2015. The status of the European waters in 2015: a review. *Environmental Processes*, 2(3): 543-557.
- Thomann, R.V. 1998. The future "golden age" of predictive models for surface water quality and ecosystem management. *Journal of Environmental Engineering*, 124(2): 94-103.
- UNCED, 1992. *Agenda 21*. United Nations Conference on Environment and Development, United Nations, Rio de Janeiro.
- Uncumusaoğlu, A.A., Akkan, T. 2017. Assessment of water quality of Yağlıdere Stream (Turkey) using multivariate statistical techniques. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(4): 1715-1723.
- UNDP, 2006. *Human Development Report 2006. Beyond scarcity: Power, poverty and the global water crisis*. United Nations Development Programme, New York, Hoechtetter Printing.
- UNEP. 2002. *United Nations Environmental Programme*.
- United Nations. 1970. *Integrated River Basin Development: Report of a Panel of Experts*. UN Department of Economic and Social Affairs, New York, 44 pp.
- United Nations. 2012. United Nations Resolution adopted by the General Assembly: 66/288 The Future We Want. In: *United Nations Conference on Sustainable development (Rio+20)*.
- UN-Water, 2008. *Status Report on IWRM and Water Efficiency Plans for CSD16*.
- Hamchevici, C., Udrea, I. 2013. Improving the sampling strategy of the Joint Danube Survey 3 (2013) by means of multivariate statistical techniques applied on

- selected physico-chemical and biological data. *Environmental Monitoring and Assessment*. 18(11): 9495-9507.
- Hafizan, J., Sharifuddin, M., Zain, M., Toriman, E., Mokhtar, M., Che Man, M. 2004. Application of artificial neural network models for predicting water quality index. *Jurnal Kejuruteraan Awam*, 16(2): 42-55.
- Heilmann, D., Fehér, J. 2017. Strengthening cooperation between river basin management planning and risk prevention to enhance the status of the water of the Tisza River Basin (JOINTISZA). *Hungarian Journal of Hydrology*, 97(3): 35.
- Hein, M., Rotter, S., Schmitt-Jansen, M., von der Ohe, P.C., Brack, W., de Deckere, E., Schmitt, C., de Zwart, D., Posthuma, L., Foekema, E.M., Muñoz, I., Sabater, S., Segner, H., Semenzin, E., Marcomini, A., van Gils, J., van Hattum, B., van Vliet, L.A. 2010. MODELKEY – Key findings and recommendations for reaching the EU Water Framework Directive’s quality objectives. *Environmental Sciences Europe*, 22(3): 217-228.
- Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, J.M., Fernandez, L. 2000. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Research*, 34: 807-816.
- Horton, R. K. 1965. An index number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 37(3): 300-306.
- Hua, A.K., Kusin, F.M., Praveena, S.M. 2016. Spatial variation assessment of river water quality using environmetric techniques. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(6): 2411-2421.
- Crnković, D.M., Antanasijević, D.Z., Pocajt, V.V., Perić-Grujić, A.A., Antonović, D., Ristić, M.Đ. 2016. Unsupervised classification and multi-criteria decision

analysis as chemometric tools for the assessment of sediment quality: A case study of the Danube and Sava River. *Catena*, 144:11-22.

Chapman, D., Kimstach, V. 1996. Selection of water quality variables. In: *Water quality assessments – A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (Ed. Chapman, D), Second Edition, UNESCO/WHO/UNEP.

Chapra, S. 1997. *Surface water-quality modeling*. WCB McGraw-Hill, Boston.

Chave, P. 2001. *The EU Water Framework Directive*. IWA Publishing, London.

Chin, D.A. 2006. *Water quality engineering in natural systems*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

CIS, 2003. Working Group 2.2 – HMWB, 2003. COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000/60/EC). Guidance Document No 4, Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Collins, K., Blackmore, C., Morris, D., Watson, D. 2007. A systemic approach to managing multiple perspectives and stakeholding in water catchments: some findings from three UK case studies. *Environmental Science & Policy*, 10(6): 564-574.

Córdoba, E.B., Martínez, A.C., Ferrer, E.V. 2010. Water quality indicators: Comparison of a probabilistic index and a general quality index. The case of the Confederación Hidrográfica del Júcar (Spain). *Ecological Indicators*, 10(5): 1049-1054.

Cosgrove, W.J., Rijsberman, F.R. 2000. *World Water vision report 2000. Making water everybody's business*. WorldWater Council (WWC).

- Чомић, Љ., Арсовски, С., Миливојевић, Ј. 2008. *Ниво квалитета воде за пиће из алтернативних изворишта за водоснабдевање на подручју Крагујевца*. Фестивал квалитета: Трећа конференција о квалитету вода, Крагујевац, 13-15. мај.
- Šiljić Tomić, A.N., Antanasijević, D.Z., Ristić, M.Đ., Perić-Grujić, A.A., Pocaјt, V.V. 2016. Modeling the BOD of Danube River in Serbia using spatial, temporal, and input variables optimized artificial neural network models. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(5): 300.
- Штрбац, С.Р. 2014. *Садржај и мобилност тешких метала и органских једињења у екосистему реке Тисе* (докторска дисертација). Универзитет у Београду.
- Quevauviller, P. 2011. Adapting to climate change: reducing water-related risks in Europe – EU policy and research considerations. *Environmental Science & Policy*, 14(7): 722-729.
- Wagner, W., Gawel, J., Furumai, H., De Souza, M.P., Teixeira, D., Rios, L., Ohgaki, S., Zehnder, A.J.B., Hemond, H.F. 2002. Sustainable Watershed Management: An International Multi-watershed Case Study. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(1): 2-14.
- Walker, D., Jakovljević, D., Savić, D., Radovanović, M. 2015. Multi-criterion water quality analysis of the Danube River in Serbia: A visualisation approach. *Water Research*, 79: 158-172.
- Wani, S.P., Sreedevi, T.K., Reddy, T.V., Venkateswarlu, B., Prasad, C.S., 2008. Community watersheds for improved livelihoods through consortium approach in drought prone rainfed areas. *Journal of Hydrological Research and Development*, 23: 55-77.

- Wolf, A.T., Natharius, J.A., Danielson, J.J., Ward, B.S. and Pender, J.K. 1999. International River Basins of the World. *International Journal of Water Resources Development*, 15(4): 387-427.
- World Bank, 2003. Water resources and environment. Technical Note D1. Water quality assessment and protection. Series Editors Davis Hirji Rafik. Washington DC.
- WRC, 2011. Water Research Centre. B.F. Environmental Consultants Inc. May 2011. <http://water-research.net/watrqualindex/index.htm>
- Wright, S.A., Fritsch, O. 2011. Operationalising active involvement in the EU Water Framework Directive: Why, when and how? *Ecological Economics*, 70(12): 2268-2274.
- Wright, S.A.L., 2010. *Instruments and Institutions for Sustainable Water Management* (doctoral dissertation). Copenhagen University, Copenhagen.
- Wunderlin, D.A., Diaz, M.P., Ame, M.V., Pesce, S.F., Hued, A.C., Bistoni, M.A. 2001. Pattern Recognition Techniques for the Evaluation of Spatial and Temporal Variations in Water Quality. A Case Study: Suquia River Basin (Cordoba-Argentina). *Water Research*, 35(12): 2881-2894.
- Yan, H., Zou, Z., Wang, H. 2010. Adaptive neuro fuzzy inference system for classification of water quality status. *Journal of Environmental Sciences*, 22(12): 1891-1896.

БИОГРАФИЈА



Горан Бабић рођен је 24.04.1991. у Београду. Основну школу „Алекса Шантић" је завршио као спортиста генерације, ђак генерације и носилац Вукове дипломе. Прву економску школу у Београду је завршио са одличним успехом; проглашен је најбољим учеником разреда. Београдску пословну школу, Високу школу струковних студија (смер: Финансије, рачуноводство и банкарство) завршио је 2013. године са просеком 10,00. Факултет за пословно индустријски менаџмент Универзитета Унион (студијски програм: Индустријско економски менаџмент) завршио је 2014. године са просечном оценом 10,00.

Мастер студије на Техничком факултету у Бору Универзитета у Београду (студијски програм: Инжењерски менаџмент) завршио је 2015. године са просечном оценом 9,88. Исте године уписао је докторске студије на Техничком факултету у Бору Универзитета у Београду (студијски програм: Инжењерски менаџмент). Положио је све испите и остварио одличан успех (просечна оцена 9,56).

Као стипендиста Београдске пословне школе Високе школе струковних студија био је укључен у извођење наставе из две научне области - менаџмента и економије. Као студент ове високошколске установе био је и члан Студентске конференције академија струковних студија Србије, а 2012. године, био је на студијском боравку у компанији UNIQA у Бечу.

Радно искуство у привреди стекао је у НИС а.д. на радном месту помоћника пословође, као и у компанији Дијамант а.д. на позицији менаџера за унапређење продаје.

Као студент мастер студија Техничког факултета у Бору био учесник Интернационалне летње школе за мастер студенте „Social Entrepreneurship – Innovations – Social Business Models“ у оквиру интернационалне RESITA мреже, чиме је стекао додатна 2 ЕСПБ бода за ваннаставне активности.

За члана Студентског парламента Техничког факултета у Бору, члана Надзорног одбора студентског парламента, члана Савета факултета из редова

студената, као и Координатора Центра за стручни и научно-истраживачки рад студената изабран је 2015. године.

У звање асистента за ужу научну област менаџмент изабран је 2016. године на Факултету за пословно индустријски менаџмент Универзитета „Унион Никола Тесла“ у Београду.

Од 2016. године изабран је за одборника у Скупштини градске општине Гроцка.

Члан је Савеза инжењера и техничара Србије.

Стипендиста је Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије где му је као првом на ранг листи из области *Уређење, заштита и коришћење вода, земљишта и ваздуха* припала част да му лично Министар просвете, науке и технолошког развоја, господин Младен Шарчевић уручи Уговор о стипендирању.

Ангажован је на пројекату Министарства просвете, науке и технолошког развоја “ОДРЖИВОСТ ИДЕНТИТЕТА СРБА И НАЦИОНАЛНИХ МАЊИНА У ПОГРАНИЧНИМ ОПШТИНАМА ИСТОЧНЕ И ЈУГОИСТОЧНЕ СРБИЈЕ”, који реализује Машински факултет у Нишу.

БИБЛИОГРАФИЈА

СПИСАК НАУЧНИХ РАДОВА НАСТАЛИХ КАО РЕЗУЛТАТ ИСТРАЖИВАЊА ПРИКАЗАНИХ У ДИСЕРТАЦИЈИ

Радови у часописима међународног значаја (М-23)

Babić, G., Vuković, M., Voza, D., Takić, Lj., Mladenović-Ranisavljević, I. 2019. Assessment of Surface Water Quality in the Serbian Part of the Tisa River Basin. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(6): 1-13 , DOI: 10.15244/pjoes/95184. **IF (2018) 1,186**

Радови саопштени на скупу међународног значаја штампани у целини (М-33)

Бабић, Г. 2018. Праћење квалитета површинских вода применом SWQI методе. 47. Међународна конференција о актуелним темама коришћења и заштите вода – ВОДА 2018, 12 - 14. Јун 2018, Сокобања, Србија, Зборник радова, 185-188.

Бабић, Г., Вуковић, М., Воza, Д., Младеновић-Ранисављевић И. 2019. Трендови промена параметара квалитета воде реке Тисе у периоду од 2011 до 2016. године. 48. Међународна конференција о актуелним темама коришћења и заштите вода – ВОДА 2019, 04 - 06. Јун 2019, Златибор, Србија, Зборник радова, 173-180.

СПИСАК ОСТАЛИХ НАУЧНИХ РАДОВА АУТОРА

Саопштење са међународног скупа штампано у целини (М33)

Величковић, Д., Кривокапић, М., **Бабић, Г.** 2019. Анализа загађења ријеке Лим, класе квалитета, сапробност. 48. Међународна конференција о актуелним темама коришћења и заштите вода – ВОДА 2019, 04 - 06. Јун 2019, Златибор, Србија, Зборник радова, 187-192.

Babić, G. *Odnos i interakcija preduzetništva i menadžmenta*. International May Conference on Strategic Management – IMKSM2014, Book of proceedings, str. 751-757, ISBN: 978-86-6305-019-8, 23-25 Мај 2014, Bor, Srbija.

Саопштење са међународног скупа штампано у изводу (М34)

Babić, G., Bogavac, M. *Upravljanje preduzećem u stečaju*. International Scientific Conference Management 2014, Abstract proceedings, str. 10-12, 25-26 April 2014, Beograd, Srbija.

Đuričić, M., **Babić, G.** *Z-skor kao pokazatelj uspešnosti i stabilnosti poslovanja preduzeća*. International Scientific Conference Management 2014, Abstract proceeding, str 79-80, 25-26 April 2014, Beograd, Srbija.

Саопштење са скупа националног значаја штампано у целини (М63)

Babić, G. *Finnsijska analiza i Z-test*. Majska konferencija o strategijskom menadžmentu – MKSM2012, Zbornik celih radova, str. 1186-1194, ISBN: 978-86-80987-96-5, 25-27. maj 2012, Bor, Srbija.

Саопштење са скупа националног значаја штампано у изводу (М64)

Babić, G. *Značaj primene bar-koda za marketing i trgovinu*. Majska konferencija o strategijskom menadžmentu – MKSM2012, Zbornik celih radova, str. 1195-1195, ISBN: 978-86-80987-96-5, 25-27. maj 2012, Bor, Srbija.

Саопштења са интернационалних студентских конференција

Babić, G. *Upravljanje vremenom – neophodna veština menadžera*. International May Conference on Strategic Management – IMKSM2013, Book of proceedings, str. 1110-1120, ISBN: 978-86-6305-006-8, 24-26 Maj 2013, Bor, Srbija.

Babić, G. *Ispitivanje uticaja metoda i načina učenja na ostvarene rezultate*. International May Conference on Strategic Management – IMKSM2015, Book of proceedings, str. 1026-1032, ISBN: 978-86-6305-030-3, 29-31 Maj 2015, Bor, Srbija.

Babić G. *Izbor optimalne ponude za realizaciju projekta*. International May Conference on Strategic Management – IMKSM2015, Book of proceedings, str. 1033-1033, ISBN: 978-86-6305-030-3, 29-31 Maj 2015, Bor, Srbija.

ИЗЈАВА 1

Изјава о ауторству

Име и презиме аутора Горан Бабић

Број индекса 2/15

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

Развој модела у фази окружењу за праћење квалитета површинских вода

- резултат сопственог истраживачког рада;
- да дисертација у целини ни у деловима није била предложена за стицање друге дипломе према студијским програмима других високошколских установа;
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио/ла интелектуалну својину других лица.

Потпис аутора

У Београду, _____

ИЗЈАВА 2

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора Горан Бабић

Број индекса 2/15

Студијски програм Инжењерски менаџмент

Наслов рада Развој модела у фази окружењу за праћење квалитета
површинских вода

Ментор Проф. др Милован Вуковић

Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла ради похрањена у **Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Београду**.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског назива 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 аутора

У Београду, _____

ИЗЈАВА 3

Изјава о коришћењу

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

Развој модела у фази окружењу за праћење квалитета површинских вода

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигиталном репозиторијуму Универзитета у Београду и доступну у отвореном приступу могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство (CC BY)
2. Ауторство – некомерцијално (CC BY-NC)
3. Ауторство – некомерцијално – без прерада (CC BY-NC-ND)
4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима (CC BY-NC-SA)
5. Ауторство – без прерада (CC BY-ND)
6. Ауторство – делити под истим условима (CC BY-SA)

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци.
Кратак опис лиценци је саставни део ове изјаве).

Потпис аутора

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 прерада.** 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 прерада.** 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.