

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ  
ТЕХНИЧКИ ФАКУЛТЕТ У БОРУ

Данијела Р. Воза

**МОДЕЛОВАЊЕ ПРОСТОРНИХ И  
ВРЕМЕНСКИХ ПРОМЕНА КВАЛИТЕТА  
ПОВРШИНСКИХ ВОДА**

Докторска дисертација

Бор, 2016.

UNIVERSITY OF BELGRADE  
TECHNICAL FACULTY IN BOR

Danijela R. Voza

**MODELLING OF SPATIAL AND  
TEMPORAL CHANGES IN SURFACE  
WATER QUALITY**

Doctoral Dissertation

Bor, 2016.

Ментор:

Др Милован Вуковић, редовни професор , Универзитет у Београду, Технички факултет у Бору

Чланови Комисије:

1. Др Предраг Ђорђевић, доцент, Универзитет у Београду, Технички факултет у Бору
2. Др Љиљана Такић, ванредни професор, Универзитет у Нишу, Технолошки факултет у Лесковцу

Датум одбране:

*Овим путем бих се захвалила свом ментору, проф др Миловану Вуковићу, на корисним саветима и сугестијама приликом израде ове докторске дисертације. Такође, захвалност дугујем и члановима комисије: доц. др Предрагу Ђорђевићу на несебичној помоћи и проф. др Љиљани Такић на стручним саветима. Наравно, хвала драгим пријатељима и колегама на моралној подршци и разумевању.*

*Коначно, овог рада не би било без људи који ме чине срећном и задовољном особом. Хвала мојим синовима, супругу и породици који су увек били уз мене и својом несебичном љубављу и постојањем ме мотивисали и дали снаге и воље да идем напред.*

## ***Моделовање просторних и временских промена квалитета површинских вода***

### ***Извод***

Циљ ове докторске дисертације јесте да, помоћу математичких модела креираних на основу утврђених просторних и временских образаца промена квалитета површинских вода, допринесе успостављању ефикасног и ефективног система мониторинга. Речни систем Морава представља област истраживања. После утврђивања стања квалитета воде и степена утицаја антропогеног фактора, обиман скуп података обрађен је применом различитих метода. Интегрисање *Serbian Water Quality Index-a* (SWQI) и методе контролних карата омогућило је визуелно приказивање промена степена квалитета воде на току Мораве. Кластер и дискриминационом анализом извршена је значајна редукција скупа података, заснована на просторним и временским обрасцима. У просторном погледу је, на основу заједничких физичко-хемијских карактеристика воде, 14 мерних локација подељено у три кластера различитог степена загађености. Примена дискриминационе технике је допринела редуковању скупа података са 12 на 4 параметра. Могућност предикције кретања дискриминишућих параметара је доказана применом методе вештачких неуронских мрежа. Временским груписањем је период годишњег мониторинга подељен у три кластера. У овом случају је дискриминациона анализа свела полазни скуп на два дискриминишућа параметра. Резултати предочени у овој дисертацији пружају могућност идентификације и предикције критичних тачака и периода мониторинга, као и редукцију полазног сета података. Анализе су показале да се применом комбинације мултиваријационих техника, на примеру речног система Мораве, може креирати модел којим би се оптимизовао и рационализовао процес мониторинга квалитета воде.

***Кључне речи:*** квалитет воде, мониторинг, речни систем Мораве, SWQI, контролне карте, кластер анализа, PCA/FA, дискриминациона анализа.

***Ужа научна област:*** Инжењерски менаџмент

UDK: 502.51(28):504.5(043.3)

## ***Modelling of spatial and temporal changes in surface water quality***

### ***Abstract***

The aim of this doctoral thesis is to create the mathematical model which, based on the recognized patterns of spatial and temporal surface water quality changes, enables the establishment of the efficient and effective monitoring system. The monitoring area is Morava River system. After the evaluation of the water quality and the influence of anthropogenic factor, an extensive dataset was processed using various techniques. The integration of *Serbian Water Quality Index* (SWQI) and control charts enabled simpler visualization of the Morava surface water quality changes. Spatial and temporal patterns, defined by the cluster and discrimination analysis, provided the significant data reduction. Based on the common physical and chemical characteristics of water, 14 measuring sites were divided into three clusters with different pollution levels. The application of discriminant analysis reduced the data set from 12 to 4 parameters. The ability to predict the changes of discriminatory parameters was demonstrated using the artificial neural networks (ANN) method. Temporal cluster analyses divided the period of the annual monitoring into the three groups. In this case, the discriminant analysis yielded two discriminatory parameters from the initial set. The analyses proved that the integration of different multivariate techniques could help in creating the model for the optimization and rationalization the surface water quality monitoring.

***Key words:*** water quality, monitoring, Morava river, SWQI, control charts, cluster analysis, PCA/FA, discriminant analysis, ANN

***Scientific field:*** Engineering Management

UDK: 502.51(28):504.5(043.3)

## САДРЖАЈ

1. УВОД.....	4
2. ЛИТЕРАТУРНИ ПРЕГЛЕД И АНАЛИЗА ДОСАДАШЊИХ ИСТРАЖИВАЊА У ОБЛАСТИ КВАЛИТЕТА ВОДА.....	6
3. ДЕФИНИСАЊЕ ПРЕДМЕТА ИСТРАЖИВАЊА И ИСТРАЖИВАЧКИХ ХИПОТЕЗА.....	11
3.1. ПРЕДМЕТ И ЦИЉ ИСТРАЖИВАЊА.....	11
3.2. ПОЛАЗНЕ ХИПОТЕЗЕ .....	11
3.3. ОЧЕКИВАНИ НАУЧНИ ДОПРИНОС .....	14
4. ЗАКОНСКЕ РЕГУЛАТИВЕ И МОНИТОРИНГ КВАЛИТЕТА ПОВРШИНСКИХ ВОДА.....	16
4.1. ЗАКОНОДАВНИ ОКВИР КВАЛИТЕТА ВОДЕ НА ПОДРУЧЈУ ЕУ .....	16
4.2. ЗАКОНОДАВНИ ОКВИР УПРАВЉАЊА КВАЛИТЕТОМ ВОДЕ У СРБИЈИ.....	17
4.3. МОНИТОРИНГ КВАЛИТЕТА ПОВРШИНСКИХ ВОДА .....	19
5. МЕТОДОЛОШКИ ПРИСТУП.....	21
5.1. НАУЧНЕ МЕТОДЕ ИСТРАЖИВАЊА .....	23
5.1.1. Индексна метода одређивања квалитета вода.....	24
5.1.2. Контролне карте .....	26
5.1.3. Кластер анализа.....	27
5.1.4. Анализа главних компоненти/Факторска анализа .....	29
5.1.5. Дискриминациона анализа.....	30
5.1.6. Метода вештачких неуронских мрежа (ANN's) .....	31
5.2. ОБЛАСТ ИСТРАЖИВАЊА .....	33
5.2.1. Долина Јужне Мораве.....	35
5.2.2. Долина Западне Мораве .....	37
5.2.3. Долина Велике Мораве .....	39
5.3. АНАЛИЗИРАНИ ПОКАЗАТЕЉИ КВАЛИТЕТА ВОДЕ.....	40
5.3.1. Температура воде .....	41
5.3.2. Суспендоване материје .....	43

5.3.3. Растворени кисеоник .....	43
5.3.4. Биохемијска потрошња кисеоника.....	44
5.3.5. Укупна тврдоћа .....	45
5.3.6. рН вредност.....	46
5.3.7. Електропроводљивост .....	47
5.3.8. Нутријенти.....	47
5.3.9. Растворени силицијум .....	49
5.3.10. Натријум, калијум, калцијум, магнезијум, хлориди, сулфати .....	49
5.3.11. Колиформне бактерије.....	51
6. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА .....	52
6.1. ЕКОЛОШКИ СТАТУС РЕЧНИХ ТОКОВА И ЕКСТРЕМНЕ ВРЕДНОСТИ ПОЛУТАНАТА.....	52
6.2. ПРОСТОРНЕ И ВРЕМЕНСКЕ ВАРИЈАЦИЈЕ КВАЛИТЕТА ВОДЕ РЕЧНОГ СИСТЕМА МОРАВА У ФУНКЦИЈИ ОДАБРАНИХ ПОКАЗАТЕЉА.....	55
6.2.1. Одређивање корелације временских и просторних промена квалитета вода и одабраних показатеља .....	55
6.2.2. Трендови промена квалитета воде на главним токовима Морава у функцији одабраних параметара.....	58
6.2.3. Упоредна анализа квалитета воде главних токова Мораве у функцији одабраних показатеља .....	63
6.3. ПРОСТОРНЕ И ВРЕМЕНСКЕ ВАРИЈАЦИЈЕ КВАЛИТЕТА ВОДЕ РЕЧНОГ СИСТЕМА МОРАВА У ФУНКЦИЈИ SWQI .....	66
6.3.1. Одређивање корелације временских и просторних промена квалитета воде у функцији SWQI.....	66
6.3.2. Трендови промена квалитета воде на главним токовима Мораве према SWQI .....	67
6.3.3. Упоредна анализа квалитета воде главних токова Мораве према SWQI.....	69
6.3.4. Визуелизација кретања квалитета воде применом контролних карата.....	70
6.4. РЕДУКЦИЈА СЕТА ПОДАТАКА НА ОСНОВУ ПРОСТОРНИХ ВАРИЈАЦИЈА..	80
6.4.1. Груписање мерних станица према заједничким карактеристикама квалитета воде .....	80
6.4.2. Структура података и дефинисање најважнијих извора загађења у оквиру просторних кластера .....	86
6.4.3. Утврђивање показатеља квалитета воде најзначајнијих за просторно диференцирање.....	91
6.4.4. Кретање дискриминишућих фактора у зависности од мерних станица.....	94



6.4.5. Удео дискриминишућих фактора у креирању просторног обрасца .....	97
6.4.6. Предикција кретања дискриминишућих фактора.....	97
6.5. РЕДУКЦИЈА СЕТА ПОДАТАКА НА ОСНОВУ ВРЕМЕНСКИХ ВАРИЈАЦИЈА	101
6.5.1. Груписање периода мониторинга на основу заједничких карактеристика квалитета воде .....	101
6.5.2. Структура података и дефинисање најважнијих извора загађења у оквиру временских кластера.....	103
6.5.3. Утврђивање показатеља квалитета воде најзначајнијих за временско диференцирање .....	108
6.6. КРЕИРАЊЕ МОДЕЛА ОПТИМИЗАЦИЈЕ СИСТЕМА МОНИТОРИНГА НА СЛИВУ МОРАВЕ .....	110
7. ЗАКЉУЧАК.....	112
ЛИТЕРАТУРА.....	115
ПРИЛОГ .....	130
БИОГРАФИЈА.....	138
СПИСАК НАУЧНИХ РАДОВА НАСТАЛИХ КАО РЕЗУЛТАТ ИСТРАЖИВАЊА ПРИКАЗАНИХ У ДИСЕРТАЦИЈИ .....	139

## 1. УВОД

Површинским водама сматрају се сва водна тела која протичу или се налазе на земљиној површини, као што су потоци, реке, језера и акумулације (Gray, 2010: 13). Упркос томе што пружају услове за активности развоја савременог света, квалитет вода (како површинских, тако и подземних) тренутно је на веома ниском нивоу. На квалитет површинских вода утичу две групе фактора истовремено: природни (количина падавина, временски услови и ерозија земљишта) и антропогени (урбане, индустријске и пољопривредне активности и растућа експлоатација водних ресурса) (Carpenter i dr., 1998; Jarvie i dr., 1998, Singh i dr., 2004).

Због бриге да би пијаћа вода могла постати угрожен ресурс, побољшање квалитета површинских вода постало је горућа тема на глобалном нивоу. Успостављање равнотеже између интереса корисника и развоја ресурса је основни циљ управљања водама. Такође, важно је тежити унапређењу и заштити животне средине. Упркос томе, очувању квалитета вода у извориштима и водотоковима не посвећује се довољно пажње, те огромне количине индустријског, канализационог и пољопривредног отпада и даље завршавају у рекама и језерима, нарушавајући равнотежу ових екосистема. Експлоатација водних ресурса олако се препушта приватном капиталу, док је одржавање водоводних и других инсталација готово у потпуности занемарено.

Још од праисторијских времена, људске заједнице су настајале поред плодних речних алувијума. Поред тога што се сматрају извором живота многих биљних и животињских врста, реке омогућују човеков опстанак и развој. Такође, реке имају вишеструку примену и то као извор пијаће воде, наводњавања, риболова и производње електричне енергије (Isken i dr., 2008). Речни токови утичу на готово сваки економски сектор укључујући пољопривреду, индустрију, транспорт и водоснабдевање.

Утицај полутаната на речне токове зависи од:

- а) врсте полутаната,
- б) његове концентрације у води и
- в) дужине изложености људским активностима (Gray, 2010: 117).

Врста полутанта одређена је његовим пореклом које може бити органско, минерално или мешовито. На квалитет речних водотокова утичу климатски и геолошки фактори. Из тог разлога, проблеми везани за њихов квалитет и приоритетни третмани разликују се у зависности од регије у којој се водно тело налази. Последњих деценија непрекидно се појачава утицај људских активности на квалитет површинских вода, што ствара потребу да се антропогени фактор детаљније сагледава. Најзначајније промене које настају као резултат деловања антропогеног фактора су: еутрофикација, ацидификација, загађење полутантима органског и неорганског порекла (нафта, тешки метали, пестициди), као и повећан ниво радиоактивности. Еутрофикација је „обогаћивање површинске воде нутријентима, нарочито једињењима азота и/или фосфора, које узрокује убрзан раст алги и виших облика биљног живота, стварајући непожељан поремећај равнотеже организама присутних у води и квалитета те воде“ (Сл. гласник РС, 50/12). Она подстиче раст и распадање биљака кроз фаворизовање алги и планктона над осталим, сложенијим организмима.

Захваљујући својој динамичности и могућности за једноставно одлагање отпада, речни системи се сматрају најугроженијим обликом површинских вода. С обзиром на то да представљају најзначајнији копнени водни ресурс, превенција и контрола загађености река и обезбеђивање поузданих информација о квалитету вода представљају императив успостављању ефикасног менаџмента. Очување и унапређење квалитета вода речних система један од најважнијих задатака савременог доба.

## 2. ЛИТЕРАТУРНИ ПРЕГЛЕД И АНАЛИЗА ДОСАДАШЊИХ ИСТРАЖИВАЊА У ОБЛАСТИ КВАЛИТЕТА ВОДА

Одређивање и анализа квалитета воде представља врло сложен процес. Параметри и подаци, који се при томе користе, зависе од информација које се желе добити, врсте узорка и површине области на којој се врши узорковање. Стога, предложене су и развијене бројне методе за класификацију, моделовање и интерпретацију скупа података добијених мониторингом (Simeonov i dr., 2002; Boyacioglu i Boyacioglu, 2007). Литературни извори који су подстакли истраживање, односе се на: одређивање квалитета вода, проблеме везане за њихово загађење, као и примену мултиваријационих техника (факторска анализа, анализа главних компоненти, кластер анализа и дискриминациона анализа) и техника контроле квалитета у циљу идентификовања извора загађења, дефинисања, праћења и предвиђања просторних и временских промена квалитета вода.

Убрзано опадање квалитета воде различитих водних система током последњих деценија подстакло је бројна истраживања широм света (Nakanson, 1980; Aller at al., 1987; Puckett, 1995; Cheevaporn i Menasveta, 2003). Аутори су се претежно бавили идентификовањем најважнијих извора загађења (Sharpley i dr., 1994; Carpenter i dr., 1998; Young i dr., 2005; Krishna i dr., 2009), при чему је употреба земљишта, односно деловање антропогеног фактора, истакнута као најчешћи узрочник (Allan, 1997; Johnson i dr., 1997; Harvell i dr., 1999; Silva i Williams, 2001; Woli i dr., 2008). Такође, разматран је и утицај земљишта (нагиб, састав и стене) на квалитет вода (Silva i Wiliams, 2001; Ye i dr., 2009). Истраживања утицаја климатских фактора на квалитет воде су слабије заступљена (Hall i dr., 1999; Larned i dr., 2004) и углавном се посматрају са аспекта климатских промена (Murdoch i dr., 2000; Arheimer i dr., 2005; Delpla i dr., 2009; Tu, 2009). Анализиран је и негативан утицај загађења воде на здравље људи и опстанак биљних и животињских врста (McCarthy i Shugart, 1990; Wu i dr., 1999; Daszak, 2000; Vörösmarty, 2007).

У савременом свету, контрола квалитета је незаобилазна у индустријским производним процесима. Међутим, последњих година се технике контроле

квалитета све чешће примењују у другим областима, нарочито у области заштите и мониторинга животне средине (Manly i Mackenzie, 2000; Ferreira-Baptista i De Miguel, 2005; Ierson i Thompson, 2004; Morrison, 2008; Gove i dr., 2013; Liu i Xue, 2015). Статистичке контролне карте су у литератури представљене као једноставно и директно средство идентификовања тачака на којима се јавља потреба за доношењем одлука и предузимањем активности у области еколошког менаџмента, укључујући и могућност интензивнијег мониторинга (Ierson i Thompson, 2004; Burgman, 2005; Gove i dr., 2013). С обзиром на то да на квалитет различитих екосистема, поред антропогених, утичу и фактори природног окружења који се не могу контролисати, контрола квалитета у циљу заштите животне средине је сложенија од његове индустријске примене. Отклањању проблема који се могу јавити при коришћењу техника контроле квалитета у еколошком менаџменту посветили су се бројни аутори (Corbett i Pan, 1993; Chang i Bai, 2001; Pan i Chen, 2005). При томе је истакнута корисност примене различитих контролних карата и индекса способности процеса у побољшању квалитета природних ресурса (Corbett i Pan, 2002; Zhou i dr., 2008; Kahraman i Kaaya, 2009).

Најважнији циљеви мониторинга своде се на интерпретацију и презентовање података, као и предикцију дешавања. Као резултат дугорочног праћења квалитета вода на великом броју мерних места, добијају се обимни и неразумљиви сетови података сачињени од различитих показатеља квалитета воде, које је тешко представити у изворном облику и из њих извући јасне закључке (Berzas i dr., 2000; Simeonov i dr., 2002; Ouyang i dr., 2006; Bouza-Deaño i dr., 2008; Zhang i dr., 2011). У истраживањима која се баве квалитетом вода речних токова, проблем вишеструке повезаности између експланаторних варијабли још увек није у потпуности проучен. Игнорисањем овог проблема могу се добити модели који резултују погрешним закључцима о утицају различитих параметара на квалитет речних вода (Varanka i Luoto, 2012).

Мултиваријационе статистичке методе, као што су анализа главних компоненти, кластер анализа, факторска анализа и дискриминациона анализа, пружају могућности да се поједноставе комплексни скупови података настали

вишегодишњим праћењем бројних параметара. Ове технике су, из поменутих разлога, наишле на широку примену у бројним истраживањима о утицајима на животну средину (Emmerson i dr., 1998; De'ath, 2002; Liu i dr., 2003; Ercanoglu i dr. 2004). Поузданост мултиваријационих статистичких метода доказана је при евалуацији и предикцији квалитета слатководних (Shin i Fong, 1999; Brion i dr., 2001; Simeonov i dr., 2003.; Singh et al., 2004; Astel i dr. 2006; Kowalkowski i dr., 2006; Papatheodorou i dr., 2006; Shrestha i Kazama, 2007.; Zhou i dr., 2007; Yeon i dr., 2008; Zhang i dr., 2011), подземних (Helena i dr., 2000; Adams i dr., 2001; Sahoo i dr., 2006; Gemitzi i dr., 2009; Chang i dr., 2012) и морских вода (Yeung, 1999; Reghunath i dr., 2002).

Квалитет воде и хидролошки подаци су просторно и временски одређени. Отуда, истовремена примена различитих мултиваријационих метода представља користан начин за утврђивање просторних и временских образаца у бројним анализама квалитета воде (Gamble i Babbar-Sebens, 2012). Примера ради, комбинација линеарних мултиваријационих техника - анализа главних компоненти/факторска анализа, кластер анализа и линеарна дискриминациона анализа - коришћена је у бројним истраживањима о квалитету вода (Vega i dr., 1998; Helena i dr., 2000; Wunderlin i dr., 2001; Santos - Roman i dr., 2003; Singh i dr., 2004; Quadir i dr., 2007; Shretsha i Kazama, 2007; Zhou i dr., 2007; Sojka i dr., 2008; Palani i dr., 2008; Varol i Şen, 2009; Zhang i dr., 2009; Iscen i dr., 2009; Cho i dr., 2011).

Santos-Roman i dr. (2003) и Iscen i dr. (2008) користили су факторску анализу за груписање физичких и хемијских параметара у неколико варијабли. Поред смањења броја променљивих, поменути аутори су факторском анализом, а на основу параметара квалитета вода, идентификовали порекло доминирајућих фактора.

Zhang i dr. (2009) су применом кластер анализе дефинисали неколико зона различитог квалитета воде, док су помоћу анализе главних компоненти и факторске анализе издвојили параметре који у највећој мери утичу на просторне промене квалитета вода.

Са друге стране, Bengraïne i Mahraba (2003) и Varol i Şen (2009) су, поред просторних, узели у обзир и временске аспекте, те добили кластере у којима се групишу периоди мониторинга. Zhang i dr. (2009) и Kazi i dr. (2009) су из обимних сетова података успели да идентификују потенцијалне изворе загађења и да оцене и интерпретирају комплексан скуп података.

Дискриминациона анализа у изучавању квалитета воде се не примењује тако често као кластер, факторска и анализа главних компоненти (Wunderlin i dr.; 2001; Singh i dr., 2004; Zhang i dr., 2011; Gamble i Babbar-Sebens, 2012). Ипак, Wunderlin i dr. (2001), Singh i dr. (2004) и Zhang i dr. (2011) доказали су да се и помоћу дискриминационе анализе може значајно смањити комплексност сета података извођењем дискриминационих фактора и препознавањем варијабли одговорних за просторне и временске промене.

Поред линеарних, последњих година су у истраживањима квалитета вода све присутније нелинеране мултиваријационе технике и то у циљу редукције варијабли, кластирања и класификације (Yunrong i Liangzhong, 2009; Chen i Zhang, 2009; Wechmongkhonkon, i dr., 2012). Вештачке неуронске мреже се користе у моделовању у области еколошког менаџмента и водних ресурса (Brion i dr., 2001; Soypak i dr., 2003; Sharma i dr., 2005; Palani i dr., 2008; Mellit i dr., 2009; Abrahart i dr., 2012; Abudu i dr., 2012). *Maier i Dandy (2000)* су анализирали сва постојећа истраживања у којима се вештачке неуронске мреже примењују при предикцији параметара квалитета водних ресурса и закључили да је неопходно дефинисати ригорознији и универзалан процес моделовања помоћу вештачких неуронских мрежа. Детаљним прегледом литературе, као и критичким освртом на истраживања у оквиру ове области, *Maier i dr. (2010)* и *Wu i dr. (2014)* су саставили протокол са детаљним објашњењима сваке појединачне фазе примене вештачких неуронских мрежа у испитивању водних ресурса.

Бројна водна тела широм света била су предмет испитивања, одређивања извора загађености, утврђивања просторних и временских промена и предвиђања кретања квалитета вода. Анализе су, претежно, локалног типа, док је мањи број оних од међу - регионалног или међу - националног значаја. Међу водним телима која су била предмет досадашњих изучавања издвајају се: река Сена у Француској

(Meubeck, 2002), река Струма у Бугарској (Astel i dr., 2007) и Северној Грчкој (Simeonov i dr. 2003), водна тела у Канади (Dawe 2006), језеро Тахо у Сједињеним Америчким Државама (Stubblefield i dr. 2007), река Хан у Јужној Кореји (Chang, 2005), река Гомти у Индији (Singh i dr., 2009), река Тигар у Турској (Varol i dr., 2012) и друге.

Примена мултиваријационих техника у испитивањима квалитета водних система у Србији присутна је тек однедавно (Ранковић и др., 2010; Танасковић и др., 2012; Мразовац и др., 2013; Девић и др., 2014). Највећи број испитивања квалитета речне воде везан је за Дунав, као најзначајнију међународну реку која протиче кроз овај регион (Живадиновић и др., 2010; Коларевић и др., 2011; Миленковић и др., 2005; Пауновић и др., 2007; Милановић и др., 2010; Младеновић - Ранисављевић и др., 2012; Бранков и др., 2012).

Поред Дунава, остале реке у Србији су ређе биле предмет истраживања. Што се тиче речног система Морава, у досадашњим студијама испитивани су извори загађења, утицаји природних и антропогених фактора, просторне и временске промене, кретање физичких, хемијских и биолошких показатеља квалитета воде овог речног система (Марковић и Вељовић, 2005; Такић и др., 2012; Вељковић и др., 2012; Коларевић и др., 2012; Коларевић и др., 2013, Девић и др., 2014).



### **3. ДЕФИНИСАЊЕ ПРЕДМЕТА ИСТРАЖИВАЊА И ИСТРАЖИВАЧКИХ ХИПОТЕЗА**

#### **3.1. ПРЕДМЕТ И ЦИЉ ИСТРАЖИВАЊА**

Предмет истраживања у овој дисертацији је развој модела за дефинисање и предикцију просторних и временских промена квалитета површинских вода у циљу креирања оптималне стратегије мониторинга и управљања квалитетом. Како би се дошло до адекватног решења овог проблема, потребно је користити различите технике.

У складу са предметом, постављени су циљеви истраживања. Они се могу формулисати на следећи начин:

- дефинисање трендова просторних и временских промена квалитета вода речног система Морава на основу еколошког статуса и вредности индекса SWQI (Serbian Water Quality Index);
- развој методологије интегралног коришћења индексне методе одређивања квалитета вода и контролних карата, у циљу препознавања и идентификовања локације и периода мониторинга у којима је квалитет воде речног система Морава испод пожељног нивоа;
- креирање оригиналног модела за оптимизацију процеса узорковања и мониторинга квалитета вода на основу дефинисаних просторних и временских промена;
- дефинисање параметара са највећим утицајем на просторне и временске промене квалитета воде и одређивање њиховог порекла;

#### **3.2. ПОЛАЗНЕ ХИПОТЕЗЕ**

Основне претпоставке, којима је дефинисан предмет истраживања, проистекле су из анализирања релевантне литературе и реалне еколошке ситуације. Речни систем Мораве, несумњиво, представља један од најзначајнијих водних ресурса Србије и региона. У циљу обнове и заштите овог водног тела потребно је, најпре, препознати проблеме везане за квалитет вода и извршити њихову класификацију.

Потом, утврђивањем просторних и временских образаца промена квалитета вода, развити квалитативне и квантитативне моделе. На основу креираних модела могуће је успоставити ефикасну мрежу мониторинга и омогућити благовремену реакцију у циљу спречавања даљег нарушавања квалитета воде речних екосистема.

Мониторингом квалитета воде настаје комплексан скуп података, чија је сложеност продукт великог броја мерних станица, показатеља квалитета и дугорочних периода праћења. Такве податке је тешко интерпретирати и анализирати, али и извући из њих поуздане информације на основу којих се може успоставити оптимална стратегија. Узевши у обзир наведено, постављене су иницијалне хипотезе, које ће бити предмет обраде и доказивања у овом раду.

Полазна хипотеза је дефинисана на следећи начин:

*H<sub>0</sub>: Применом мултиваријационих статистичких техника може се извршити свеобухватна оцена, праћење и предвиђање промена квалитета воде речног система Мораве.*

Један од задатака мониторинга јесте да прати просторне и временске трендове кретања квалитета површинских вода. На тај начин се могу препознати угрожена мерна места, као и она са опадајућим квалитетом воде. Визуелизација промена квалитета воде у функцији простора и времена представља једноставан начин за представљање поменутих кретања, који може бити разумљив и широј јавности. На основу тога, дефинисана је прва хипотеза:

*H<sub>1</sub>: Интегрисање индексне методе одређивања квалитета површинских вода и технике контролних карата пружа могућност визуелног приказа у циљу једноставније идентификације периода и локација са ниским степеном квалитета воде.*

Редукцију броја мерних станица, лоцираних дуж обала посматраног речног система, могуће је постићи њиховом кластеризацијом. Групе добијене на основу заједничких карактеристика квалитета воде представљале би начин којим би се могла креирати нова мрежа мерних станица и смањити полазни сет података. На

тај начин би се створила могућност креирања ефикасније и исплативије стратегије мониторинга. Имајући ово у виду, постављена је следећа хипотеза:

*H<sub>2</sub>: Мерне станице лоциране на главним токовима речног система Морава могу се груписати према степену загађености и заједничким физичко–хемијским карактеристикама воде.*

На квалитет површинских вода утиче мноштво фактора који се могу поделити на факторе природног (климатски услови, састав стена, атмосферске падавине и сл.) и антропогеног (загађење ваздуха, отпадне воде, примена пољопривредних хемикалија, ерозија земљишта и сл.) порекла. Сваки показатељ квалитета воде има посебан удео у њеном укупном квалитету. С тим у вези, потребно је дефинисати групе параметара карактеристичне за сваки просторни кластер и утврдити порекло фактора који одређују квалитет вода у њему. На основу тога, постављена је следећа хипотеза:

*H<sub>3</sub>: На основу селектованих физичко-хемијских параметара квалитета воде, могуће је утврдити порекло доминантних фактора у оквиру сваког просторног кластера.*

Добијене групе мерних станица пружају могућност идентификације параметара који чине да се те групе међусобно разликују. На тај начин се може постићи редуковање полазног сета података. Полазећи од овог, постављена је следећа хипотеза:

*H<sub>4</sub>: Могуће је идентификовати физичко-хемијске показатеље квалитета воде најзначајније за извршено просторно диференцирање.*

Како би се предвиделе промене вредности дискриминишућих фактора, а у циљу прилагођавања стратегије новим просторним кластерима и одржавања ефикасног система мониторинга, постављена је следећа хипотеза:

*H<sub>5</sub>: Применом методе вештачких неуронских мрежа могуће је предвидети кретање вредности дискриминишућих фактора у оквиру просторних кластера.*

Промене параметара квалитета воде не морају нужно зависити од годишњих доба. Отуда је, на основу њихове повезаности, потребно дефинисати периоде мониторинга. Водећи се овим чињеницама, постављена хипотеза гласи:

*H<sub>6</sub>: Редукован сет података може се користити у дефинисању периода различитог степена загађености и заједничких физичко-хемијских карактеристика воде.*

Сваку временски одређену групу одликује специфичан удео појединачних показатеља квалитета воде. У циљу утврђивања порекла доминирајућих комбинација физичко-хемијских параметара и степена утицаја антропогеног фактора у сваком дефинисаном периоду мониторинга, постављена је наредна хипотеза:

*H<sub>7</sub>: На основу одабраних физичко-хемијских параметара квалитета вода, могуће је утврдити порекло доминирајућих фактора у сваком временском кластеру.*

У оквиру добијених временских кластера, могуће је утврдити и физичко-хемијске параметре који те периоде диференцирају, што обезбеђује услове за редукцију полазног сета података. Одговарајућа хипотеза, у том смислу, гласи:

*H<sub>8</sub>: Могуће је идентификовати физичко-хемијске показатеље квалитета воде најзначајније за извршено временско диференцирање.*

### 3.3. ОЧЕКИВАНИ НАУЧНИ ДОПРИНОС

Очекује се да ће се реализацијом циљева истраживања, а на примеру речног система Морава, остварити оптимизација процеса одређивања, праћења и предикције квалитета воде и пружити јаснији преглед промена. У току истраживања, у оквиру овако одређене теме, очекују се следећи научни и практични доприноси:

- формираће се оригинални модел примене контролних карата при визуелизацији и идентификацији просторних и временских одступања

квалитета воде од уобичајеног кретања, чиме се може поспешити ефикасност мониторинга и контроле квалитета;

- дефинисањем оригиналног алгоритма CA – PCA/FA – DA за препознавање просторних и временских образаца квалитета воде, извршиће се редукција обимних сетова података насталих дугорочним праћењем квалитета воде на различитим локацијама;
- добијеним моделима створиће се основа за оптимизацију процеса узорковања и праћења квалитета вода, ради успостављања поузданије и ефикасније стратегије управљања.

## 4. ЗАКОНСКЕ РЕГУЛАТИВЕ И МОНИТОРИНГ КВАЛИТЕТА ПОВРШИНСКИХ ВОДА

У циљу очувања и заштите водних екосистема, посебну пажњу треба посветити формирању законодавних оквира усвајањем директива и регулатива, којима се прописују стандарди квалитета воде и адекватан мониторинг.

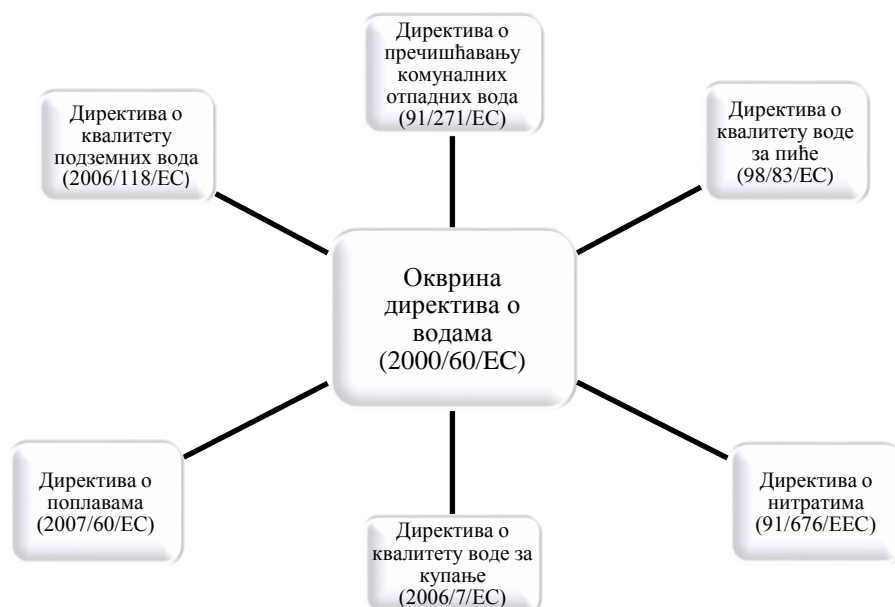
### 4.1. ЗАКОНОДАВНИ ОКВИР КВАЛИТЕТА ВОДЕ НА ПОДРУЧЈУ ЕУ

Европска унија (ЕУ) значајно доприноси заштити и очувању водних ресурса и животне средине, сматрајући их носиоцима одрживог развоја у 21. веку. Стога, она није препустила овако важан задатак самосталном одлучивању земаља чланица, већ је направила јединствену и свеобухватну стратегију за заштиту животне средине и управљање водама.

Године 2000. Европска унија усваја Оквирну директиву о водама (*Water Framework Directive*) у којој се захтевају удружене активности земаља чланица у вези заштите, обнове и унапређења водних тела (ЕУ, 2000). Оквирна директива се бави квалитетом слатководних површинских и подземних и морских вода. Основни циљеви Директиве су:

- обезбедити довољне залихе површинских и подземних вода задовољавајућег квалитета, како би се омогућила одржива, балансирана и подједнака примена вода од стране држава чланица ЕУ;
- значајно редуковати загађеност површинских и подземних вода и
- заштитити морске екосистеме од повећане концентрације полутаната (ЕУ, 2000).

Ова Директива сублимира све, до тада постојеће, директиве којима су дефинисани стандарди квалитета вода, али и креира политику управљања и мониторинга (Слика 1).



Слика 1. Кључне директиве на којима се заснива „Оквирна директива о водама“ (Извор: Gray, 2010: 162)

Према „Оквирној директиви“ еколошки статус површинских вода може се класификовати у пет категорија: одличан, добар, умерени, слаб и лош. Такође, Директивом је прописано да земље чланице до 2015. године треба да достигну најмање добар еколошки статус водних тела, који подразумева „мала одступања од непостојећег или незнатног утицаја антропогеног фактора прописаног за одличан еколошки статус“ (EU, 2000). Ово стање се може постићи дефинисањем и применом потребних мера у оквиру интегрисаних програма, узимајући у обзир постојеће захтеве Заједнице (EU, 2000).

#### 4.2. ЗАКОНОДАВНИ ОКВИР УПРАВЉАЊА КВАЛИТЕТОМ ВОДЕ У СРБИЈИ

С обзиром на то да Србија представља земљу кандидата за чланство у ЕУ, праћење и управљање квалитетом вода се мора ускладити и прилагодити постављеним стандардима и дугорочној стратегији Уније. Постојећи закони и прописи у овој области представљени су у табели 1.

Табела 1: Квалитет вода у законодавству Републике Србије

Објављено у:	Назив
Службени гласник СРС, бр.5/68	Уредба о класификацији вода
Службени гласник СРС, бр. 31/8	Правилник о опасним материјама у водама
Службени гласник СРС, бр. 47/83 и 13/84	Правилник о начину и минималном броју испитивања квалитета отпадних вода
Службени гласник РС, бр. 6/91	План за заштиту вода од загађивања
Службени гласник РС, бр. 30/10	Закон о водама
Службени гласник РС, бр.74/11	Правилник о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода
Службени гласник РС, бр. 67/11 и 48/12	Уредба о граничним вредностима емисије загађујућих материја у воде и роковима за њихово достизање

Еколошки статус квалитета вода се одређује на основу вредности биолошких, хемијских и физичко-хемијских и хидроморфолошких елемената квалитета за дату категорију и тип водног тела. Са друге стране, хемијски статус квалитета вода одређује се у односу на граничне вредности приоритетних и хазардних супстанци и граничне вредности других загађујућих супстанци, које су од значаја за хемијски статус водног тела. Параметри који одређују екохемијски статус површинских вода су према законодавном оквиру Републике Србије дефинисани „*Правилником о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода*“ (Сл. Гласник РС, 74/11). Овим правилником, прописано је пет класа еколошког статуса, као и граничне вредности загађујућих материја. Класе еколошког статуса описују стање квалитета водних тела на следећи начин:

- Класа I - одличан еколошки статус. Површинске воде које припадају овој класи пружају услове неопходне за функционисање екосистема, живот и заштиту риба (салмонида и ципринида) и могу се користити у следеће сврхе: снабдевање водом за пиће уз претходни третман филтрацијом и дезинфекцијом, купање и рекреацију, наводњавање, индустријску употребу (процесне и расхладне воде);
- Класа II – добар еколошки статус. Површинске воде које припадају овој класи обезбеђују неопходне услове за функционисање екосистема, живот



и заштиту риба (ципринида) и могу се користити у исте сврхе и под истим условима као воде које припадају претходној класи;

- Класа III – умерени еколошки статус. Квалитет ових вода обезбеђује услове за живот и заштиту ципринида и могу се користити у следеће сврхе: снабдевање водом за пиће уз претходни третман коагулацијом, флокулацијом, филтрацијом и дезинфекцијом, купање и рекреацију, наводњавање, индустријску употребу (процесне и расхладне воде);
- Класа IV – слаб еколошки статус. Водна тела овог еколошког статуса се могу користити за снабдевање водом за пиће уз примену комбинације претходно наведених третмана и унапређених метода третмана, наводњавање и индустријску употребу (процесне и расхладне воде);
- Класа V – лош еколошки статус. Овај еколошки статус указује на то да се воде не могу користити ни у једну сврху (Сл. Гласник РС, 74/11).

Закон о водама усвојен 2010. године представља интегрисан приступ планирању и управљању водним телима. Њиме се, делимично, постиже усклађеност са законодавним оквиром ЕУ и дефинишу активности неопходне за унапређење и заштиту водних ресурса. Упркос напретку у том погледу, и даље недостаје свеобухватна стратегија управљања водама која се огледа у изради планова за заштиту вода заснованим на анализи ризика.

#### 4.3. МОНИТОРИНГ КВАЛИТЕТА ПОВРШИНСКИХ ВОДА

Најприхватљивије еколошке одлуке о развојним сценаријима тешко је донети без пажљивог праћења, анализе и предикције квалитета воде речних токова (Durdu, 2010). Мониторинг квалитета је један од најзначајнијих аспеката интегрисаног управљања водама. Добро испланиран и спроведен систем мониторинга је потребан ради сигнализирања, контроле или предвиђања промена и трендова кретања квалитета одређених водних тела. На основу тога могу се предузети превентивне мере у циљу поновног успостављања и одржавања баланса ових екосистема. У многим земљама успостављени су системи редовног мониторинга, који омогућавају добијање мноштва аналитичких података доступних различитим корисницима. Упркос томе, још увек недостају свеобухватне студије у којима се

разматрају сви аспекти речних токова и узимају у обзир све информације које се могу добити из сетова сирових података.

Оквирном директивом о водама ЕУ идентификоване су три врсте мониторинга:

- надзорни мониторинг – спроводи се у циљу потврђивања резултата добијених анализом ризика, препознавања дугорочних трендова кретања квалитета воде и креирања најадекватније стратегије мониторинга;
- оперативни мониторинг – задатак му је да дефинише угрожена водна тела, као и она чији је квалитет воде у опадању;
- истраживачки мониторинг – препознаје узрочнике лошег квалитета воде и њихове утицаје.

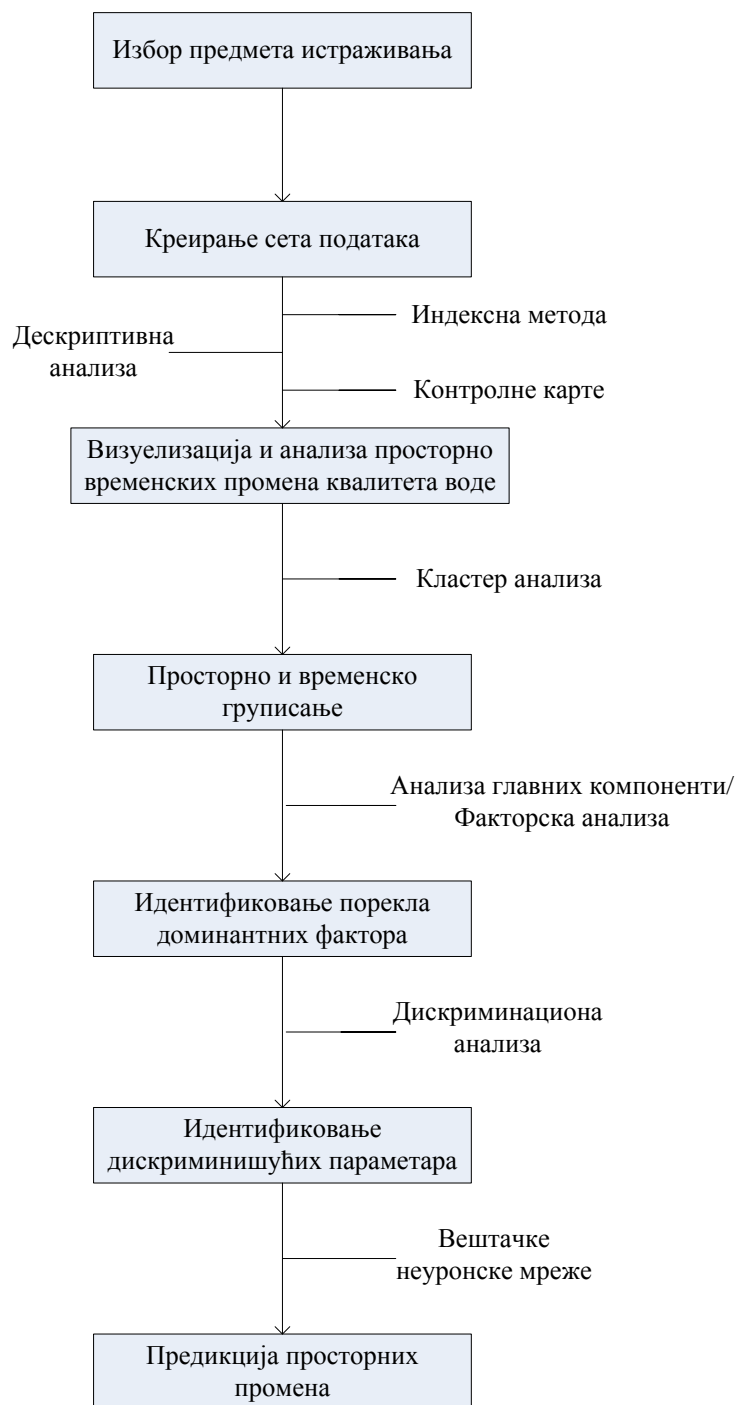
Како би се креирао ефикаснији систем мониторинга у Србији, потребно је извршити његову реконструкцију. Са тим циљем је на 51 мерној локацији успостављен надзорни, док је на 84 мерне локације спроведен оперативни мониторинг (ЕСЕ, 2015). Све три врсте мониторинга могу указати на пожељни правац превентивног деловања у циљу спречавања угрожености водних ресурса.

## 5. МЕТОДОЛОШКИ ПРИСТУП

Традиционални извештаји о стању квалитета вода различитих водних ресурса су застарели и односе се претежно на техничку и детаљну интерпретацију појединачних параметара, чиме изостаје свеобухватна оцена степена загађености. У циљу превазилажења ових проблема и успостављања квалитетног и ефикасног система мониторинга, а ради креирања успешног управљања водним телима, наметнула се потреба за применом различитих статистичких алата. На овај начин се могу се редуковати комплексни скупови података који настају вишегодишњим мерењима бројних параметара на различитим мерним местима. Добијени резултати би допринели благовременом препознавању потенцијалних претњи и, у складу са тим, предузимању адекватних мера заштите водних ресурса. Због значаја одлука које се морају донети како би се загађење вода смањило и контролисало, потребно је елиминисати сваку сумњу. Статистика се сматра науком која се, кроз мерења и евалуацију, носи са непознаницама (Sawyer at al., 2003). Према томе, хемијски аналитичари, контролори и сви учесници у управљању водним ресурсима, морају бити спремни за примену статистичких метода.

Моделовање квалитета воде може бити користан алат у управљању водама, с обзиром на то да пружа могућност симулације очекиваних реакција водних система на појаву органских полутаната, изградњу малих хидроелектрана, повећање концентрације нутријената и промена у третману канализационих отпадних вода (допуна обраде терцијарним третманом). Велике пројекте контроле квалитета воде, по правилу, воде тимови специјалиста из различитих дисциплина, који дају допринос из оквира своје експертизе. Истовремено, истиче се потреба за међусобном сарадњом ради доношења економичних и еколошки прихватљивих решења (Tebbutt, 1998).

Модел оптимизације процеса мониторинга и предикције ради ефикасног управљања површинским водама је, за потребе обог истраживања, дефинисан кроз процедуру која се састоји из осам корака (Слика 2).



Слика 2. Процедура формирања модела оптимизације мониторинга

Скуп података, примењен у реализацији циљева истраживања постављених у овој дисертацији, представља део базе података Републичког хидрометеоролошког завода Србије за период од 2005. до 2012. године (РХМЗ, 2005-2012). При њиховој обради коришћени су софтверски пакети EXCEL 2007,

STATISTICA (верзија 7) и SPSS (верзија 18), који својим опцијама омогућују реализацију дефинисаних циљева истраживања.

## 5.1 НАУЧНЕ МЕТОДЕ ИСТРАЖИВАЊА

Стандардне методе одређивања квалитета воде се базирају на поређењу измерених вредности параметара са утврђеним граничним вредностима. Међутим, у циљу редукције података и једноставније интерпретације статуса квалитета воде, развијена је индексна метода.

Индекс квалитета воде (*Water Quality Index - WQI*) је нумерички параметар, који се примењује ради трансформисања скупа великог броја података у јединствен број, којим је дефинисан степен квалитета (Bordalo i dr., 2006; Sanchez i dr., 2007). Јединственост и сложеност хемијског састава површинских вода и показатеља квалитета (приказују утицај различитих растворених супстанци као што су минералне и органске компоненте, гасови, колоиди, суспендоване материје и микроорганизми присутних у води захваљујући природним или вештачким процесима) наглашавају значај примене индексних метода за одређивање квалитета воде идентификовањем заједничких фактора, који обухватају квалитет воде у целини (Takić i dr., 2011).

Постоје бројне методе израчунавања индекса квалитета површинских вода прилагођене областима у којима се мониторинг врши (Poornam i dr., 2013). Зачетником индексне методе сматра се *Horton (1965)*. Након њега, унапређењем и применом овог начина дефинисања квалитета воде наставили су да се баве бројни аутори (Brown i dr., 1970; Steinhart i dr., 1982; Zierbergen i Hall; 1998; Said i dr., 2004; Seden - Diaz i Lopez – Lopez, 2007; Mangukiya i dr., 2012).

Како би се успешно реализовали циљеви истраживања и потврдиле дефинисане хипотезе, у овој докторској дисертацији користиће се методе контроле квалитета и мултиваријационе анализе, чија потреба произилази из специфичности постављеног предмета и циљева истраживања.

Доказано је да мултиваријационе методе – кластер анализа, анализа главних компоненти и факторска анализа, дискриминациона анализа и вештачке неуронске мреже - представљају моћне алате за решавање проблема еколошког менаџмента (Wunderlin i dr., 2001; Sârbu i Pop, 2005; Zhang i dr., 2011; Wechmonghonkon i dr., 2012), те ће оне бити примењене у циљу анализе и моделовања квалитета површинских вода. Поменуће статистичке технике помажу у редуковању сложености великог броја података и, тренутно, имају широку примену у студијама о истраживању утицаја на животну средину (Bengraïne i Marhaba, 2003; Singh i dr., 2004; Shretsha i Kazama, 2007; Palani, i dr., 2008; Cavalcante i dr., 2013). Једноставан визуелни приказ просторних и временских трендова квалитета пружа могућност лакше интерпретације и анализе промена. У овом раду, испитана је и корисност технике контролних карата у те сврхе. Примена поменутих метода омогућава:

- интерпретацију комплексних матрица података;
- лакши увид у квалитет вода и еколошки статус посматраних система;
- идентификовање могућих фактора/извора загађења који утичу на водна тела;
- предикцију и класификацију.

На тај начин се креира користан алат за поуздано управљање водним ресурсима, као и брзо решење проблема загађења (Singh i dr., 2004; Iscen i dr., 2008; Nan i dr., 2009; Varol i dr., 2012; Gudas i Povialitis, 2013; Bowden i dr., 2006; Cavalcante et al; 2013; Parsaie et al; 2015).

#### *5.1.1. Индексна метода одређивања квалитета вода*

Агенција за заштиту животне средине Министарства животне средине и просторног планирања развила је индекс за одређивање квалитета воде – SWQI. Применом овог индекса, као једног од индикатора стања животне средине, олакшано је извештавање научне и шире јавности о квалитету вода. Досадашња истраживања и објављени резултати показују да се применом ове методе може добити свеобухватна представа стања квалитета површинских вода са анализом тренда (Вељковић и др., 2012; Такић и др., 2012; Вељковић, 2013).

Израчунавање SWQI се заснива на WQI методи (Scottish Development Department, 1976). Десет параметара физичко-хемијског и микробиолошког квалитета (засићеност кисеоником, биолошка потрошња кисеоника, амонијум јон, рН вредност, укупни оксиди азота, ортофосфати, суспендоване материје, температура, електропроводљивост и колиформне бактерије) је уграђено у композитни индикатор квалитета површинских вода (Сл. Гласник РС, 37/2011). Сваки параметар има вредности  $q_i$  (квалитет параметра) и  $w_i$  (тежински коефицијент). На основу различитог удела у укупном квалитету воде, параметрима се додељује одговарајући тежински коефицијент ( $w_i$ ), при чему је збир свих коефицијената једнак броју 1. Затим се израчунавају производи вредности  $q_i$  и  $w_i$  за сваки параметар појединачно. У Табели 2 представљене су максималне  $q_i \times w_i$  вредности.

Табела 2: SWQI параметри и њихове максималне  $q_i \times w_i$  вредности (Veljković i dr., 2006)

Параметар	Максимална $q_i \times w_i$ вредност
Засићеност кисеоником	18
ВПК <sub>5</sub>	15
Амонијум јон	12
рН	9
Укупни оксиди азота	8
Ортофосфати	8
Суспендоване материје	7
Температура	5
Електропроводљивост	6
E. Coli	12
<b>SWQI = <math>\sum(q_i \times w_i)</math></b>	<b>100</b>

Сумирањем добијених производа добија се коначан индекс квалитета воде (Veljković i dr., 2013). Поступак за израчунавање SWQI представљен је следећом формулом:

$$SWQI = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad (1)$$

Воде се, на основу добијене вредности SWQI, према намени и степену квалитета могу сврстати у једну од пет категорија приказаних у Табели 3.

Табела 3. Нумерички и описни индикатор квалитета површинских вода

<b>Serbian Water Quality Index (SWQI)</b>	
Нумерички индикатор	Описни индикатор
100 – 90	Одличан
84 – 89	Веома добар
72 – 83	Добар
39 – 71	Лош
0 - 38	Веома лош

### 5.1.2. Контролне карте

Контрола квалитета процеса је метод којим се са поузданошћу могу препознати грешке на производу и, на основу тога, предузети активности у циљу њихове превенције. Контролне карте се сматрају најрепрезентативнијим алатом контроле квалитета процеса. Резултат њихове примене је, између осталог, сложени графички приказ који корисници могу конфигурисати уз минималну помоћ (Kang i Kim, 2013).

Техника контролних карата представља статистичку контролу текућих и завршених производних активности. Циљ је благовремено реаговати уколико се примети кретање процеса ван прописаних контролних граница. Статистичка анализа узорака представља основу за постављање упозоравајућих, граничних вредности.

Постоји много врста контролних карата, чији избор зависи од структуре података и циља истраживања. У овом истраживању, на основу структуре података и величине узорка ( $n > 10$ ), конструисане су  $\bar{X} - \sigma$  контролне карте које служе за праћење технолошког процеса путем аритметичке средине и стандардне девијације. Карте средњих вредности имају за циљ конструкцију критичне области теста значајности који се односи на хипотезу о математичком очекивању (Дреновац и др., 2013). Контролне границе у случају ових карата израчунавају се на основу следећих формула:



$$GKG(\bar{X}) = \bar{X} + A_4(n) \cdot \sigma(n) \quad (2)$$

$$DKG(\bar{X}) = \bar{X} - A_4(n) \cdot \sigma(n) \quad (3)$$

где је са  $GKG(\bar{X})$  означена горња контролна граница, а са  $DKG(\bar{X})$  доња контролна граница карте средњих вредности.

Како би се приказало одступање од централне вредности у случају  $X - \sigma$  контролних карата, као мера расипања користи се стандардна девијација. Контролне границе  $\sigma$  контролне карте одређују се формулама:

$$GKG(\bar{\sigma}) = D_4(n) \cdot \sigma(n) \quad (4)$$

$$DKG(\bar{\sigma}) = D_3(n) \cdot \sigma(n) \quad (5)$$

приликом чега је  $GKG(\bar{\sigma})$  горња контролна граница, а  $DKG(\bar{\sigma})$  доња контролна граница.

### 5.1.3. Кластер анализа

Кластер анализа (СА) представља мултиваријациону технику чији је циљ оптимално груписање, при чему су узорци у оквиру сваког кластера сличних особина, док се кластери међусобно разликују. Резултат груписања посматраних варијабли није унапред познат и врши се према дефинисаном критеријуму. СА је техника неконтролисаног препознавања образаца и односи се на унутрашњу структуру сета података, без ослањања на раније претпоставке у вези класификације јединица посматрања у категорије или кластере на основу њихове близине или сличности (Vega i dr., 1998). У овом истраживању је кластер анализа примењена са циљем да се изврши редукција података и визуелно представи однос унутар променљивих параметара.

Постоје два основна типа СА – хијерархијски и нехијерархијски. Према релевантној литератури, у овом истраживању примењено је хијерархијско кластирање извршено на нормализованом сету података применом *Ward's* методе и квадратне Еуклидове удаљености (*Squared Euclidian Distance*) као мере удаљености (Wunderlin i dr., 2001; Simeonov i dr., 2003; Singh i dr., 2004).

Вардова метода (*Ward's method*) се заснива на општем алгоритму хијерархијских метода при чему се, у свакој фази, удружују чланови и формирају парови којима се минимизира квадрат девијације средњих вредности или варијансе унутар групе. Када се две тачке  $D_i$  и  $D_j$  групишу, пораст варијансе  $I_{ij}$  се може израчунати на следећи начин:

$$I_{ij} = \frac{m_i m_j}{m_i + m_j} d_{ij}^2 \quad (6)$$

при чему је  $m_i$  број објеката у  $D_i$  и  $d_{ij}^2$  квадратна еуклидова удаљеност (*squared Euclidian's distance*). С обзиром на то да се кластер анализом тежи идентификацији и груписању сличних вектора опажања, често се користи индекс сличности. Удаљавањем две јединице повећава се њихова различитост, те је удаљеност, заправо, мера различитости. Често коришћена мера удаљености је Еуклидска удаљеност. Основна предност квадратне Еуклидске удаљености лежи у чињеници да она не користи квадратни корен којим се убрзава прорачун, те је то препоручена мера за Ward's методу кластирања и представља се у облику:

$$d_{ij}^2 = \sum_{k=1}^L (x_{ik} - x_{jk})^2 \quad (7)$$

где је  $D_i$  приказана вектором  $(x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{iL})$  у  $L$  - димензионом простору. Центар кластера за пар тачака  $D_i$  и  $D_j$  је у виду:

$$\frac{m_i D_i + m_j D_j}{m_i + m_j} \quad (8)$$

Дистанца повезаности је  $D_{\text{link}}/D_{\text{max}}$  и она је коефицијент добијен дељењем дистанце повезаности сваког појединачног случаја и максималног растојања, помножен са 100 у циљу стандардизације дистанце повезаности представљене на  $y$  – оси.

#### 5.1.4. Анализа главних компоненти/Факторска анализа

Бројни аутори доказали су корисност примене анализе главних компоненти у комбинацији са факторском анализом (PCA/FA) при мониторингу квалитета воде (Vega i dr., 1998; Morales i dr., 1999; Helena i dr., 2000; Wunderlin i dr., 2001; Parinet i dr., 2004; Ouyang i dr., 2006; Padhi i dr., 2013). Овом техником, обимни скупови међусобно повезаних варијабли претварају се у независне (ортогоналне) варијабле. На тај начин, редукује се број варијабли и, са незнатним губитком информација, представља иста количина варијансе (Wu i Wang, 2007).

Анализа главних компоненти (PCA) се математички изводи из матрице коваријансе објашњавајући дисперзију вишеструко мерених параметара, а ради додељивања сопствених вредности и вектора (Wunderlin i dr., 2001). Матрица коваријансе ( $X$ ) се израчунава тако што се средње вредности сваке колоне добијају из сваке варијабле и колоне скалиране на начин:

$$\frac{1}{\sqrt{n-1}} \quad (9)$$

Резултат који произилази је издвајање нових, ортогоналних варијабли које се називају главне компоненте (PC's). Оне представљају линеарну комбинацију оригиналних варијабли и пружају максималну варијансу. Главне компоненте се могу представити на следећи начин:

$$z_{ij} = a_{i1}x_{1j} + a_{i2}x_{2j} + a_{i3}x_{3j} + \dots + a_{im}x_{mj} \quad (10)$$

где је:  $z$  - скор компоненте;  $a$  - оптерећеност компоненте;  $x$  - измерена вредност варијабле;  $i$  - број компонената;  $j$  - број узорака и  $m$  - укупан број варијабли.

Како би се добио што једноставнији и ефективнији приказ главних фактора, препоручује се извођење ротације осе главних компоненти, што доводи до стварања нових група варијабли које се зову варифактори (VFs). Ова процедура је опште позната као факторска анализа (FA). У покушају да се објасни корелација између запажања основних фактора који нису директно уочљиви, користи се FA као пратилац PCA анализе. Најбитнија разлика између PC и VF се огледа у томе да PC представљају линеарну комбинацију посматраних варијабли,

док VF могу узети у обзир латентне, хипотетичке варијабле (Vega i dr., 1998; Helena i dr., 2000). FA се може изразити на следећи начин:

$$z_{ji} = a_{f1}f_{1i} + a_{f2}f_{2i} + a_{f3}f_{3i} + \dots + a_{fm}f_{mi} + e_{fi} \quad (11)$$

где је:  $z$  - измерена варијабла,  $a$  - оптерећеност фактора;  $f$  - факторски скор;  $e$  - резидуални појам којим се израчунавају грешке или други извори варијације;  $i$  - број узорка и  $m$  - укупан број фактора.

#### 5.1.5. Дискриминациона анализа

Дискриминациона анализа (DA) је мултиваријациона техника која се примењује за класификацију посматраних варијабли у једну или две алтернативне групе засноване на специфичном скупу мерења. Ова анализа се може користити и у циљу одређивања променљивих које доприносе класификацији. Један од њених задатака је да графички или алгебром опише диференцијалне одлике између опсервација различитих скупова (Johnson i Wichern, 1992; pp. 575). Стога, DA може имати улоге предикције и описивања.

Матрица коваријансе унутар групе  $j$  може се изразити на следећи начин:

$$S_j = \frac{1}{n_j - 1} (X_t - \bar{x}_j)^T (X_t - \bar{x}_j) \quad (12)$$

при чему је:  $X_t$  - скуп тренинг података од  $n$  посматрања и  $p$  варијабли у  $n_g$  групама;  $\bar{x}_j$  - редни вектор средње вредности узорка  $j$ -те групе и  $n_j$  - број посматрања  $j$ -те групе.

У овом истраживању примењена је линеарна „*stepwise*“ метода коју карактерише *Mahalanobi's* мера удаљености. За  $x_i$  посматрања у  $j$ -тој групи, она износи:

$$D_{ij}^2 = (x_i - \bar{x}_j) S_j^{-1} (x_i - \bar{x}_j)^T \quad (13)$$

Линеарна дискриминациона функција, позната и као Фишерава (*Fisher's linear discriminant function*), може се израчунати на следећи начин:

$$b_j = S^{-1} \bar{x}_j^T \quad (14)$$

при чему је  $b_j$  вектор колоне са величином  $p$ .

Резултат класификације тренинг података је сумиран поређењем добијеног и предвиђеног груписања. Стопа погрешно класификованих случајева се израчунава на основу процента погрешно класификованих посматрања пондерисаних претходним групним оптерећењима:

$$E = \sum_{j=1}^{n_g} e_j \pi_j \quad (15)$$

при чему је  $e_j$  проценат погрешно класификованих посматрања за  $j$  - ту групу.

Ефикасност дискриминационих функција се може проверити применом методе унакрсне валидности (*cross - validation*), којом се одређује степен предиктивности посматраног узорка из кога је настао модел. Такође, ефикасност је могуће проверити новим сетом података који се користи заједно са моделом унакрсне валидности, а ради оцене перформанси постављених функција (Johnson i Wichern, 1992: 599).

#### 5.1.6. Метода вештачких неуронских мрежа (ANN's)

Метода вештачких неуронских мрежа је, релативно, нов концепт. Узевши у обзир да на квалитет вода утичу бројни фактори који су међусобно у нелинеарном односу, јавила се потреба да се примена традиционалних линеарних метода статистичке обраде, које предвиђају нормалну дистрибуцију варијабли у моделовању квалитета вода, замени напреднијим, нелинеарним методама као што је ANN. Примена ове технике у предвиђању кретања показатеља квалитета вода проучавана је и доказана током последњих 15 година. Приликом овакве обраде, решавање проблема инспирисано је неуронском структуром људског мозга и његовог функционисања при развијању стратегије процесирања података. ANN представља сложену, нелинеарну функцију у којој се бројни параметри подешавају (калибрирају) како би њен резултат личио на резултат мерења већ познатог скупа података.

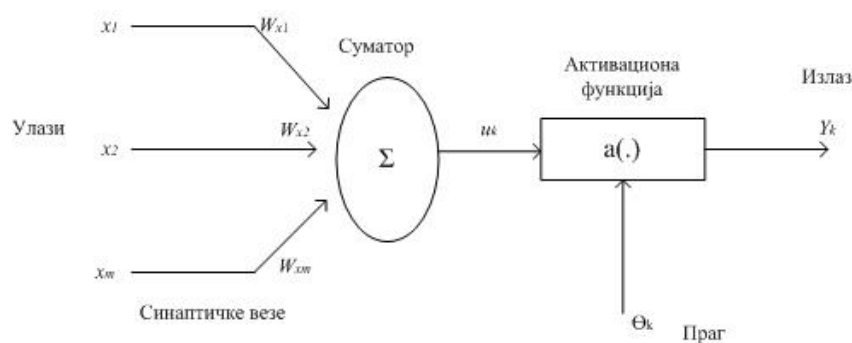
Аналогно биолишком неурону, креиран је модел вештачког неурона који се може представити формулом:

$$u_k = \sum_{i=1}^m w_{ki} x_i \quad (16)$$

у којој симболи имају следећа значења:

- $u_k$  представља збирну вредност, која се добија сабирањем пондерисаних улаза (тело природног неурона);
- $w_{ki}$  ( $i = 1, 2, \dots, m$ ) су тзв. тежински коефицијенти (синапсе код биолошког неурона);
- $x_i$  ( $i = 1, 2, \dots, m$ ) су улазне везе, вредности инпута које неурон прима (сигнали или потенцијали инпута код биолошког неурона).

На слици 3 дат је графички приказ модела вештачког неурона:



Слика 3. Графички приказ вештачког неурона

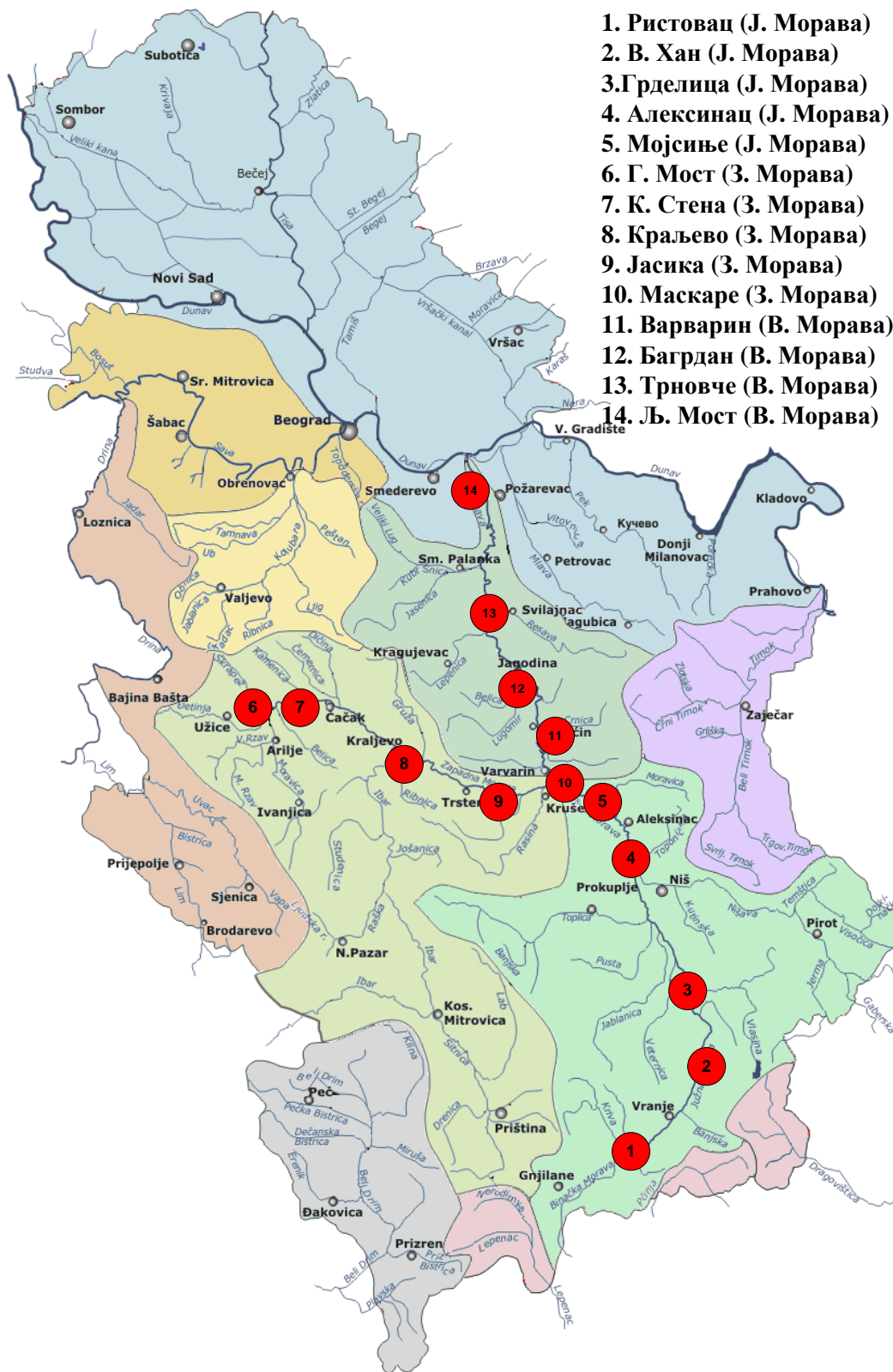
Како би се дошло до што поузданијег модела, потребно је строго дефинисати и пратити прописану процедуру креирања модела. Развој ANN's модела сачињен је од шест битних корака:

- (1) одабир улазних података;
- (2) раздвајање података;
- (3) избор архитектуре модела;
- (4) избор структуре модела;
- (5) калибрација модела и
- (6) валидација модела.

## 5.2. ОБЛАСТ ИСТРАЖИВАЊА

Водни ресурси у Србији су временски и просторно неравномерно распоређени и нису у складу са потребама и размештајем привреде и становништва, јер воде најмање има у летњем периоду и у привредно развијеним деловима (Оцокољић и др., 2009). Последњу деценију карактерише и значајно повећана искоришћеност водних ресурса у Србији. Томе у прилог говори индекс експлоатације воде (Water Exploatation Index – WEI) који се креће око 80%, што се може сматрати алармантном вредношћу, нарочито ако узмемо у обзир да се према ЕЕА (European Environment Agency) методологији граничном вредношћу сматра вредност од 40% (Dedijer i dr., 2007., str. 91). Зато ће заштита вода од нерационалног трошења и загађења бити један од приоритетних задатака водопривреде у будућности (Гавриловић и Живковић, 2007).

Најзначајнији речни систем у Србији је речни систем Морава који чине Јужна, Западна и Велика Морава са својим притокама (Слика 4). С обзиром на чињеницу да Велика Морава припада басену Дунава, друге најдуже европске реке, треба истаћи важност оцене и праћења квалитета овог речног система. Уколико се узме у обзир стремљење Србије ка придруживању Европској унији, неопходно је темељно приступити процесу креирања услова за потпуно поштовање прописа Европске уније који се односе на животну средину. Комплексност овог корака огледа се у чињеници да је област заштите животне средине у Србији у значајном заостатку за у односу на земље ЕУ. Нарочито је тешка ситуација у сектору управљања водним ресурсима. Као активни члан Комисије за заштиту реке Дунав, Србија се обавезала на практичну имплементацију Оквирне директиве за воде. Према томе, темељно праћење квалитета вода речног система Морава узорковањем на различитим локацијама током краћих и дужих временских периода представља, не само еколошко, већ и политичко питање од међународног интереса.



Слика 4. Речна мрежа Србије и анализиране мерне станице на току Морава

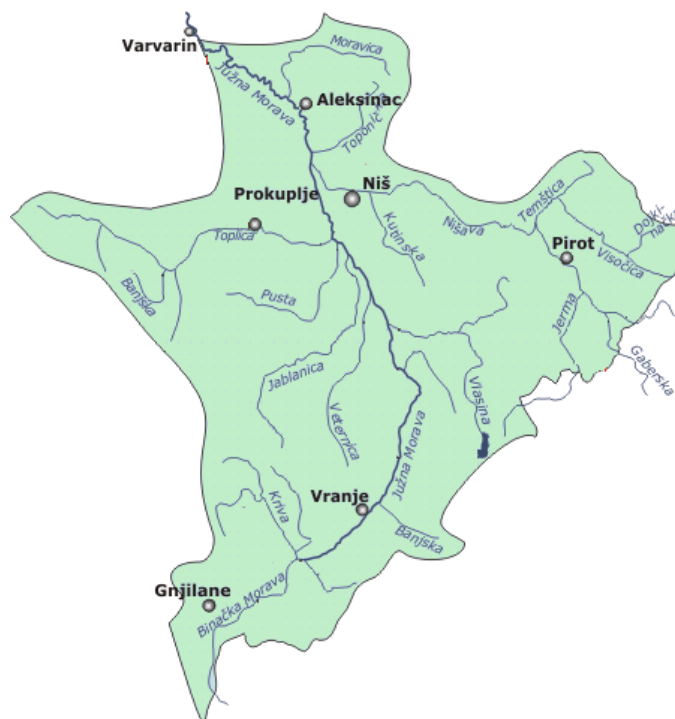


Слив река Поморавља лоциран је, приближно, између  $42^{\circ}28'$  и  $44^{\circ}43'$  северне географске ширине и  $19^{\circ}33'$  и  $23^{\circ}00'$  источне географске дужине. Регион одликује умерено континентална клима. Присутни су различити облици рељефа почев од низије код ушћа Велике Мораве у Дунав, брдовитих предела ка југу, али и планинских области на западној, источној и јужној страни. С обзиром да покрива 42,38% укупне површине Србије, ово је њен највећи речни систем. Укупна површина речног слива износи  $37.444 \text{ km}^2$ , од којих је  $1.237 \text{ km}^2$  у Бугарској и  $44 \text{ km}^2$  у Македонији. Хидрографски слив система Мораве чине три главна тока: Јужна, Западна и Велика Морава са својим притокама. Речни систем Морава представља највећи водопривредни потенцијал Србије. Праћење, оцена и ефикасно управљање овим речним системом је један од најважнијих задатака, нарочито ако се узме у обзир велики број индустријских центара у долинама река, развијена пољопривреда, али и неадекватан или непостојећи третман отпадних вода. У овом истраживању, обрађени су подаци са 14 мерних станица смештених на главним токовима речног система Морава (Јужна, Западна и Велика Морава).

#### *5.2.1. Долина Јужне Мораве*

Јужна Морава припада Црноморском сливу, а настаје спајањем Биначке Мораве и Прешевске Моравице код места Бујановац (Слика 5). Тече правцем југ – север, од македонске границе до централне Србије. У макроеолошком погледу Јужна Морава спаја Егејски и Панонски басен. Са дужином од 295 km представља краћу притоку Велике Мораве (Гавриловић и Дукић, 2002). Површина целокупног басена ове реке износи  $15.469 \text{ km}^2$ , а просечан протицај на изворишту износи  $100 \text{ m}^3/\text{s}$ . Композитна долина Јужне Мораве састављена је од низа клисура и котлина. Изражена ерозија довела је до велике количине материјала наталоженог у речном кориту. Реке овог слива припадају снежно-кишном режиму са обилним водама у пролеће, и то услед топљења снега и пролећних киша. Водотокове карактеришу само две изражене сезоне: сезона богата водом (период зима-пролеће) и сезона сиромашна водом (период лето-јесен) (Вељковић, 2006).

У Јужну Мораву улива се 157 притока од којих су најважније Јабланица, Ветерница, Пуста Река и Топлица, са леве, и Врла, Власина, Нишава (најдужа) и Сокобањска Моравица, са десне стране тока.



Слика 5. Јужна Морава са притокама (www.wikipedia.org)

Јужна Морава има велики потенцијал за производњу електричне енергије који је недовољно искоришћен, док се делимично користи и за наводњавање (Такић *i dr.*, 2012). Такође, она пружа добру основу за развој саобраћаја представљајући природни железнички и друмски аутопут на релацији Београд – Скопље – Солун. Као одговор на постојање значајних природних ресурса и привредних потенцијала, на обалама и у близини Јужне Мораве смештен је велики број насељених места: Владичин Хан, Врање, Сурдулица, Власотинце, Грделица, Лесковац, Печењевце, Топлица, Алексинац, Димитровград, Пирот, Бела Паланка и Ниш. Највећи извори загађења су комуналне и индустријске отпадне воде, интензивне и неконтролисане пољопривредне активности и бројне дивље депоније смештене дуж речних обала. Мониторинг квалитета вода на главном току Ј. Мораве спроводи се на пет мерних станица лоцираних на специфичним удаљеностима од ушћа:

- Ристовац – 237 km (улазни профил);
- Владичин Хан – 195 km;

- Грделица – 163 km;
- Алексинац – 61,8 km;
- Мојсиње – 18,1 km (излазни профил) (Слика 4).

### 5.2.2 Долина Западне Мораве

Западна Морава је река која се дужином од 308 km простире дуж централне Србије. Настаје спајањем речица Голијска Моравица и Ћетиња, источно од Пожеге, одакле тече у западно – источном правцу (Гавриловић и Дукић, 2002). Површина басена Западне Мораве износи 15.849 km<sup>2</sup>, са просечним протоком 120 m<sup>3</sup>/s. Међутим, често се јављају велика колебања протока, што је у прошлости узроковало бројне поплаве. У главни ток улива се 85 притока од којих су најважније Ибар, Расина, Гружа и др. (Слика 6). Западна Морава изузетно меандрира и све реке слива припадају снежно-кишном режиму са обилним водама у пролеће и израженим минимумима у летњем периоду (Ђукић, 1987). Због свог смера кретања, Западна Морава тече између многих планина, регија и подрегија. Структура дна се мења у зависности од подлоге терена кроз који протиче и може бити каменито, шљунковито, песковито, до муљевито у низводнијем делу тока.

У економском погледу долина Западне Мораве је најразвијенија од све три долине речног система Морава. Услед рудних богатстава присутних у овом крају, овде су смештени бројни индустријализовани градови: Пожега, Чачак, Краљево, Трстеник и Крушевац. Такође, природни предуслови за производњу електричне енергије узроковали су изградњу две хидроелектране: Овчар бања и Међувршје. Као речна долина која повезује источну, западну и јужну Србију, важно је нагласити и њен саобраћајни значај.



- Јасика – 20,5 km и
- Маскаре (излазни профил) (Слика 4).

### 5.2.3. Долина Велике Мораве

Велика Морава као крајњи део речног система Морава, настаје спајањем Јужне и Западне Мораве у близини малог града Сталаћа (Слика 7). Њен ток дужине 185 km завршава се уливањем у реку Дунав (Гавриловић и Дукић, 2002). Просечна брзина протока на ушћу износи  $255 \text{ m}^3/\text{s}$ . Површина речног тока је  $6.126 \text{ m}^3/\text{s}$ , а сматра се типичним примером меандрирајуће реке. Најдужа притока Велике Мораве је река Јасеница дужине 79 km, док су остале углавном испод 50 km дужине. Долину Велике Мораве одликује снежно-кишни режим. Захваљујући отапању снега и јесењим кишама, у пролећном периоду река обилује водом. Стога су присутне екстремне осцилације режима тока.



Слика 7. Велика Морава са притокама (www.wikipedia.org)

На обалама ове реке, услед повећаног ризика од поплава, смештено је само једно урбано насеље – Ћуприја. Међутим, сливу гравитира велики број насељених места, од којих се у непосредној близини Велике Мораве налазе: Варварин, Параћин, Јагодина, Баточина, Марковац, Лапово, Свилајнац, Велика Плана, Пожаревац и Смедерево. Област око Велике Мораве карактерише густа

насељеност, развијена индустријска и пољопривредна делатност. Отуда, загађене притоке В. Мораве (Црница, Лепеница, Ресава, Јасеница) значајно нарушавају квалитет воде овог тока. Најзагађенијом притоком сматра се река Лепеница, чија се вода може сврстати у квалитет IV класе (Оцокољић и др. 2009). Према новијим истраживањима Велика Морава има тенденцију погоршања квалитета вода (Оцокољић и др. 2009).

На главном току Велике Мораве квалитет воде мери се на четири мерне станице:

- Варварин – 237,2 km (улазни профил);
- Багрдан – 154,1 km;
- Трновче – 72,2 km и
- Љубичевски мост – 21,7 km (Слика 4).

### 5.3. АНАЛИЗИРАНИ ПОКАЗАТЕЉИ КВАЛИТЕТА ВОДЕ

Са циљем да се прилагоди конкретној примени, квалитет воде дефинисан је њеним хемијским, физичким и биолошким карактеристикама. Под хемијским показатељима квалитета воде подразумевају се: укупне растворене материје, рН вредност, алкалитет, тврдоћа, растворени гасови, органска материја, хранљива материја, метали и др. Физичке карактеристике одређене су суспендованим материјама, мутноћом, бојом, укусом, мирисом и температуром водног тела. Најзад, степен сапробности, степен биолошке производње, микробиолошки показатељи, степен отровности и индекс разлике представљају биолошке показатеље квалитета воде.

При свакој евалуацији квалитета вода веома је битно извршити селекцију оних параметара који на најпоузданији начин могу одговорити постављеним циљевима. Адекватна селекција доприноси ефективном и, у финансијском смислу, најефикаснијем решењу проблема. У овом истраживању у разматрање су узети одређени физичко-хемијски и биолошки показатељи квалитета воде: температура воде, суспендоване материје, растворени кисеоник, zasiћеност воде кисеоником, укупна тврдоћа, рН вредност, електропроводљивост, нитрати,

укупни азот, амонијум јон, ортофосфати, укупни фосфор, растворени силицијум, натријум, калијум, калцијум, магнезијум, хлориди, сулфати, петодневна биохемијска потрошња кисеоника, највероватнији број колиформних клица (*E. Coli*) (Табела 3). Мерења посматраних параметара су, углавном, извођена једном месечно, у периоду од јануара 2005. до децембра 2012. године. У малобројним случајевима када су параметри мерени два пута месечно, у разматрање је узета просечна вредност та два мерења.

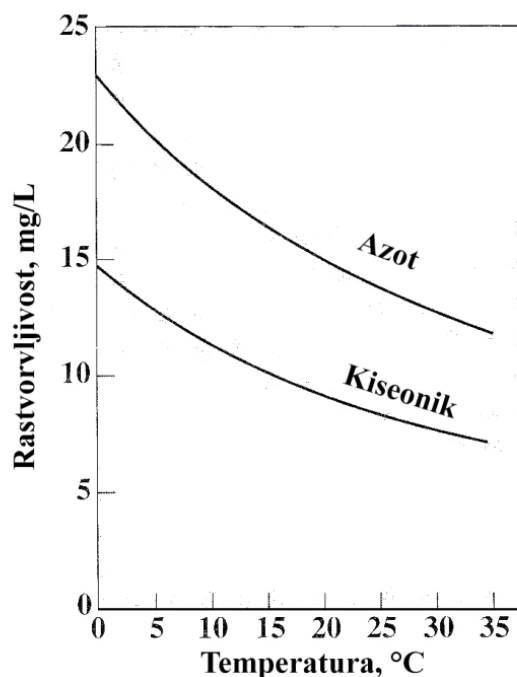
Табела 3. Посматрани показатељи квалитета воде са скраћеницама и мерним јединицама

Параметар	Скраћеница	Мерна јединица
Температура воде	T	°C
Суспендоване материје	SM	mg/l
Растворени кисеоник	RK	mg/l
Засићеност кисеоником	Zas O <sub>2</sub>	%
Укупна тврдоћа	CaCO <sub>3</sub>	mg/l
pH вредност	pH	pH јединице
Електропроводљивост	EP	µS/cm
Нитрати	NO <sub>3</sub>	mg/l
Укупан азот	N	mg/l
Амонијум јон	NH <sub>3</sub>	mg/l
Ортофосфати	PO <sub>4</sub>	mg/l
Укупан фосфор	P	mg/l
Растворени силицијум	SiO <sub>2</sub>	mg/l
Натријум	Na <sup>+</sup>	mg/l
Калијум	K <sup>+</sup>	mg/l
Калцијум	Ca <sup>2+</sup>	mg/l
Магнезијум	Mg <sup>2+</sup>	mg/l
Хлориди	Cl <sup>-</sup>	mg/l
Сулфати	SO <sub>4</sub>	mg/l
Петодневна биохемијска потрошња кисеоника	BPK <sub>5</sub>	mg/l
Највероватнији број колиформних клица	<i>E. Coli</i>	Coli/100ml

### 5.3.1. Температура воде

Температура (T) је физички показатељ који се сматра најзначајнијим параметром квалитета воде. Промене температуре воде одражавају се на све остале параметре. Поред тога, живи свет површинских вода прилагођен је одређеном температурном опсегу, те свако одступање од њега угрожава опстанак биљних и животињских врста. Температура површинских вода зависи од

географске ширине, надморске висине, сезоне, доба дана, циркулације ваздуха, покривености облацима, протока и дубине. Такође, значајан утицај има и антропогени фактор (отпадне воде, интензитет саобраћаја, сеча шума и др.). Уобичајене температурне вредности у површинским водама крећу се у опсегу од 0 °C – 30 °C са карактеристичним флукуацијама током године (Chapman i Kimstach, 1996). Са порастом температуре, расте и потрошња кисеоника у води што проузрокује негативне последице приликом одвијања бројних хемијских и биолошких процеса (Слика 8). Такође, смањена је растворљивост гасова, али и разградња материја органског порекла. Повишена температура вода ствара повољне услове за одвијање фотосинтезе чиме се биљке брзо множе, али и брзо одумиру.



Слика 8. Растворљивост азота и кисеоника у води у функцији температуре (Извор: Gray, 2010: 152)

Мерења температуре узорковане воде на мерним станицама извођена су термометром уз примену SRPS H.Z1 стандарда (PXM3, 2005 - 2012.).



### 5.3.2. Суспендоване материје

Суспендоване материје (SM) настају као резултат природног таложења и спирања земљишта. Представљају их честице песка, муља, глине, фине честице органског и неорганског порекла, растворљива органска једињења, планктони и остали микро-организми, који се налазе у води или на дну речног корита. Суспендоване материје утичу на многе аспекте квалитета површинских вода. Наиме, њиховим присуством подстиче се раст алги, што утиче на одвијање процеса еутрофикације (EPA, 2009). Већа количина суспендованих материја смањује видљивост, што отежава рибама потрагу за храном и њихов опстанак. Каменоломи, рудници, лоша канализациона мрежа, спирање земљишта услед сече шума и превенције поплава доводе до већег присуства суспендованих материја.

Мерење количине суспендованих материја у води обавља се гравиметријском методом, према стандарду SRPS H.Z1 (PXM3, 2005 - 2012.). Јединица за мерење је mg/l.

### 5.3.3. Растворени кисеоник

Кисеоник је основа постојања свих живих организама у води, укључујући и организме неопходне при самопречишћавању природних вода. На количину кисеоника у води утиче температура, атмосферски притисак, салинитет, турбулентност и фотосинтетичка активност алги и биљака. Велика количина растворљивог кисеоника указује на то да је реч о чистој и незагађеној води. Кисеоник у воду доспева растварањем из ваздуха и фотосинтезом. Молекули кисеоника се крећу у смеру ваздух – вода и то од области више, ка области ниже концентрације. Опстанак биљних и животињских врста обезбеђује довољна количина кисеоника у водама. Количина растореног кисеоника (RK) је у инверзном односу са температуром воде, тј. у хладним водама задржава се више кисеоника него у топлијим. Због тога, раствореног кисеоника има најмање у летњем периоду, али и у површинским водама које се налазе у близини насељених места и индустријских центара. Такође, растворљивост кисеоника зависи и од притиска и концентрације минерала у води.

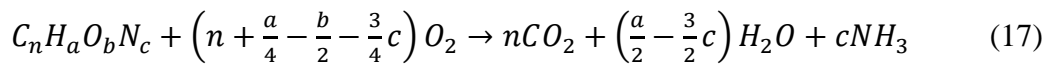
Поред вредности раствореног кисеоника, ниво кисеоника у води може бити и процентуално приказан. Засићеност воде кисеоником (%) при температури  $A$  се рачуна на следећи начин:

$$\frac{\text{Концентрација кисеоника у води при температури } A}{\text{Засићеност концентрације кисеоника при температури } A} \times 100 \quad (16)$$

Мерење раствореног кисеоника у води потребно је обавити *in situ* (на лицу места) помоћу одговарајућих инструмената или узимањем узорка и додавањем реагенса који омогућавају даље лабораторијске анализе (ЕРА, 2001). Стандард за одређивање количине раствореног кисеоника је ЕРА, а мерна јединица mg/l O<sub>2</sub> (РХМЗ, 2005 – 2012.).

#### 5.3.4. Биохемијска потрошња кисеоника

Иако нема директан утицај на здравље човека, биохемијска потрошња кисеоника (ВРК<sub>5</sub>) је битан показатељ свеукупног квалитета воде и директно је повезан са претходним параметром. Овај параметар приказује количину кисеоника која је потребна микроорганизмима да оксидују органске материје у води, при аеробним условима на температури од 20 °C, у одређеном времену инкубације (обично 5 дана) (Gray, 2010). Између кисеоника потребног да укупну количину свих органских компоненти конвертује у угљен-диоксид, воду и амонијак, постоји квантитативни однос који се може представити општом реакцијом:



Подаци о ВРК могу се интерпретирати кроз везу са органским материјама и количином кисеоника потрошеног за време оксидације. Биохемијска потрошња кисеоника највише указује на загађеност отпадним водама, али и ефикасност постројења за пречишћавање. Повећање вредности овог параметра значи да у речни ток доспева више органских материја које могу водити порекло од остатака лишћа и дрвећа, угинулих биљака и животиња, стајског ђубрива, производње целулозе и папира, прехранбене индустрије, отицаја атмосферских падавина у урбаној средини и др.

Петодневна биохемијска потрошња кисеоника мери се према ЕРА стандарду и изражава јединицом mg/l (РХМЗ, 2005 – 2012.).

### 5.3.5. Укупна тврдоћа

Укупна тврдоћа (CaCO<sub>3</sub>) је параметар који указује на дејство карбонатних стена и кречњака. Већа растворљивост соли калцијума и магнезијума утиче на повећање тврдоће воде. Утицај гвожђа, алуминијума, мангана постоји у знатно мањој мери, те се у анализама не узима у обзир. Основни катјони који утичу на тврдоћу су двовалентни калцијум, магнезијум, стронцијум, двовалентно гвожђе и јони мангана. Ови катјони и најзначајнији кореспондирајући анјони су, према редоследу релативне заступљености у природним водама, приказани у табели 4.

Табела 4. Основни катјони који узрокују тврдоћу воде и главни анјони повезани са њима (Извор: Sawyer i dr., 2003: 565).

Катјони	Анјони
Ca <sup>2+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Mg <sup>2+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Sr <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>
Fe <sup>2+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Mn <sup>2+</sup>	SiO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>

Кречњачко земљиште представља област интензивних хемијских реакција, при којима се растварају супстанце које проузрокују тврдоћу.



Сезонске варијације тврдоће речне воде су честе и највише вредности достижу у условима ниског протицаја, а најниже током поплава. У зависности од намене, тврдоћа воде се мора ускладити са својствима катјона који је креирају (Схарман, 1996).

Повећана тврдоћа воде доприноси лакшем испуњавању стандарда прописаних за воду намењену за пиће. Здравствене научне студије спроведене последњих година, доказале су да је стопа смртности услед срчаних обољења нижа у областима са тврдом водом (ЕРА, 2001). Јединица за мерење укупне

тврдоће је mg/l CaCO<sub>3</sub>. Тврдоћа се мери методом титрације по стандарду ISO (РХМЗ, 2005 – 2012.).

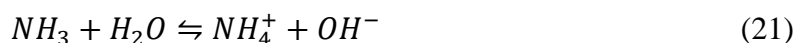
### 5.3.6. pH вредност

Вредност pH се може представити као мера степена активности водоничних (H<sup>+</sup>) јона у раствору, што утиче на његову киселост или базност (Sawyer et al., 2003). Формула која се користи за израчунавање pH гласи:

$$pH = -\log_{10}[H^+] = \log_{10} \frac{1}{[H^+]} \quad (20)$$

Вредност добијена на овај начин креће се у опсегу од 0 (веома кисела) до 14 (веома базна). Кисели раствори имају pH вредност нижу од 7, док раствори са вредношћу изнад 7 представљају базне растворе (Tebbutt, 1998). За опстанак биљног и животињског света неопходно је да се pH вредност креће између 4.5 и 9.

Параметар је неопходно пратити у готово свакој фази инжењерства и науке у области заштите животне средине. Утицај људских активности врло често се огледа у повећању концентрације нутријената чему доприноси, у највећој мери, употреба пољопривредног ђубрива:



То доводи до убрзаног размножавања алги и пораста pH вредности. Интензивним саобраћајним загађењем и сагоревањем угља повећава се киселост вода, што доводи до појаве киселих киша.



У крашким подручјима, карбонатне стене неутрализују киселост, те вода има pH око 7, што је чини неутралном. Такође, отпад из рудника доприноси повећаној киселости воде. На нижу pH вредност утичу физиолошке функције живог света тако што се врши редукција активности и ефеката ензима.

Мерење pH вредности обавља се електрометријском методом према стандарду SRPS H.Z1 (РХМЗ, 2005 – 2012.).

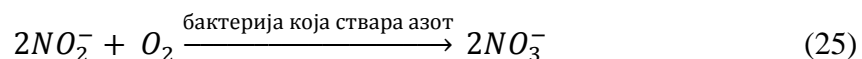
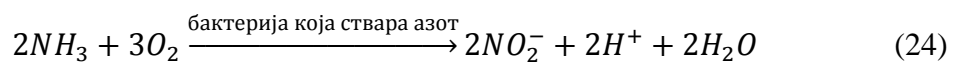
### 5.3.7. Електропроводљивост

Особина воде да преноси електрицитет представља њену електропроводљивост (EP). Електропроводљивост, најпре, зависи од присуства и концентрације, покретљивости и валентности јона натријума, калијума и хлорида. С тим у вези, преко овог параметра може се оценити степен минерализације воде. Поред тога што служи за процену минералног садржаја у случајевима када је ограничена употреба других метода, вредност електропроводљивости се може користити у сврху препознавања загађених регија. Електропроводљивост природних вода креће се од 10 до 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Веће вредности овог параметра могу указивати на то да је реч о загађеним водама (Chapman i Kimstach, 1996). У топлијим периодима током године, а услед нижих протицаја и виших температура, долази до пораста вредности електропроводљивости. Такође, деловањем антропогеног фактора повећава се електропроводљивост воде.

Јединица за мерење електропроводљивости је микросименс по центиметру ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Метода примењива за мерење овог параметра је електрометријска, према стандарду UP (PXM3, 2005 – 2012.).

### 5.3.8. Нутријенти

Азотна и фосфатна једињења ( $\text{NO}_3$ , N,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{PO}_4$ , P) представљају нутријенте. С обзиром на заједничке особине азота и фосфора, њихов утицај на квалитет воде је готово исти. Вишак нутријената у води проузрокује убрзан развој биљака, што нарушава равнотежу водних екосистема. Након угинућа, биљке тону на дно речног система, где бактерије врше њихову разградњу. При том процесу, користи се много више кисеоника, него што се произведе фотосинтезом. Услед недостатка кисеоника у води, опстанак биљних и животињских врста постаје све неизвеснији. Степен искоришћености кисеоника у води који настаје као последица нитрификације најбоље се може одредити на основу облика у коме се азот јавља и применом стохиометријског односа између кисеоника и азота у виду реакција:



Хранљиви азот у води настаје као последица разградње органске материје. Међутим, спирање земљишта у областима са развијеном пољопривредом, услед примене вештачког ђубрива, доводи до процеса нитрификације. Овај процес се одвија под утицајем кисеоника у води који бактериолошки разграђује азот на нитрите и нитрате. Нитрати сами по себи нису токсични. Ипак, њихово присуство у води представља опасност по здравље, јер из њих настају нитрити који реагују на хемоглобин у крви и могу узроковати многе болести, при чему су најугроженија деца (EPA, 2001). Метода за мерење укупног азота у води прилагођена је стандарду UP, док су нитрати одређивани према стандарду APHA AWWA WEF (PXM3, 2005 – 2012).

Природним путем, амонијак доспева у воду распадањем азотних органских и неорганских материја из земљишта и воде, екскрецијом живог света и редукацијом азотног гаса помоћу микро-организама и размене са атмосферским гасовима (Chapman i Kimstach, 1996). Ипак, овај параметар је много значајнији индикатор дејства антропогеног фактора и органског загађења које се, између осталог, огледа у директном испуштању отпадних вода у речне токове. Најчешће је реч о отпадним водама насталим као производ индустријских процеса базираних на примени амонијака (на пример, производња папира и целулозе). Такође, висок ниво амонијака (изнад 0,2 mg/l) указује на присуство канализационих отпадних вода и примене ферилизатора у пољопривредним активностима.

Различити облици фосфора у воду доспевају спирањем пољопривредног земљишта, испуштањем отпадних вода из индустрије и домаћинства (посебно оних који садрже детерценте) или распадањем фосфатних стена. Мерење и праћење концентрације фосфора (ортофосфата) у води је веома битно, посебно из разлога што је његово присуство у површинским водама, углавном, органског порекла. При томе се ортофосфати сматрају најпоузданијим обликом којим се може одредити ниво и утицај фосфора на еутрофикацију (EPA, 2001). Количина ортофосфата у природним површинским водама се креће, углавном, у распону од 0,005 до 0,020 mg/l. Мерење количине укупног фосфора и ортофосфата у води

извршено је према APHA AWWA WEF стандарду (PXMЗ, 2005 – 2012.). Мерна јединица свих нутријената у води је mg/l.

### 5.3.9. Растворени силицијум

Реактивни силицијум у води се обично посматра кроз два облика: растворени силицијум ( $\text{SiO}_2$ ) и силикате ( $\text{H}_4\text{SiO}_4$ ) (Chapman i Kimstach, 1996). Природно порекло силицијума у води може се објаснити саставом стена, различитим геолошким формама или хемијским променама насталим под утицајем атмосферских прилика. Један од најзаступљенијих облика алги у рекама и језерима су силикатне алге. Отуда се појава процеса еутрофикације може претпоставити смањеном количином раствореног силицијума у води. Антропогени утицај на појаву силицијум-диоксида у води огледа се у испуштању отпадних вода из индустрија које своје процесе базирају на примени једињења силицијума: производња керамике, стакла и абразива. Јединица за мерење раствореног силицијума је mg/l. Садржај силицијум-диоксида у рекама и језерима се, обично, креће између 1 и 30 mg/l (Chapman i Kimstach, 1996), док се мерење концентрације овог параметра спроводи према методи APHA AWWA WEF (PXMЗ, 2005 – 2012.).

### 5.3.10. Натријум, калијум, калцијум, магнезијум, хлориди, сулфати

Натријум ( $\text{Na}^+$ ), калијум ( $\text{K}^+$ ), калцијум ( $\text{Ca}^{2+}$ ), магнезијум ( $\text{Mg}^{2+}$ ) хлориди ( $\text{Cl}^-$ ) и сулфати ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) представљају главне јоне или макрокомпоненте вода. Јони натријума, калијума, калцијума и магнезијума су стално присутни у природним површинским водама. Међутим, повећањем концентрације минералних компоненти у појачава се њихов негативан утицај. Уобичајене концентрације поменутих макрокомпоненти у површинским водама приказане су у табели 5.

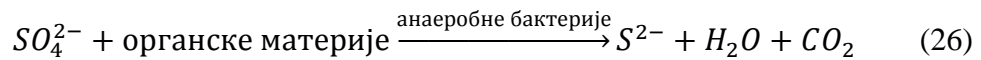
Табела 5. Уобичајене вредности главних јона у површинским водама

Параметар	Вредност
Натријум	1 – 10 <sup>5</sup> mg/l
Калијум	< 10 mg/l
Калцијум	< 30 mg/l
Магнезијум	1 – 100 mg/l
Хлориди	< 10 mg/l
Сулфати	2 – 80 mg/l

Концентрација поменутих јона варира у зависности од геолошког састава земљишта, временских прилика, испуштања индустријских и комуналних отпадних вода, примене минералних ђубрива у пољопривредне сврхе, коришћења соли у зимској сезони ради заштите путева од снега и леда и сл. Уколико се у води не налазе у великој количини, немају негативан утицај на здравље човека (ЕРА, 2001).

Натријум се у води може наћи у виду јона или као саставни део материја биљног и животињског порекла. Концентрација јона калијума је у површинским водама природно ниска, с обзиром на то да су стене у којима се налазе отпорне на временске прилике. Међутим, соли калијума су широко распрострањене у индустријским и пољопривредним активностима, па у речне токове доспевају испуштањем отпадних вода и спирањем пољопривредног земљишта. Присуство  $Mg^{2+}$  и  $Ca^{2+}$  у води је претежно природног порекла и настаје као резултат растварања кречњачких стена и минерала. Хлориди у површинским водама, поред природног, могу настати и услед деловања антропогеног фактора. У реакцији са натријумом и магнезијумом, могу имати лаксативно дејство.

Праћење концентрације сулфата у рекама представља веома битан задатак, јер су они директно повезани са начином руковања и третмана отпадних вода. Главни проблеми су мириси и корозија канализационе мреже који се јављају као резултат претварања сулфата у водоник-сулфиде под анаеробним условима (Sawyer i dr., 2003). Ове реакције се одвијају на следеће начине:



За мерење натријума, калијума и сулфата користи се АРНА АWWА WEF метода. Мерења калцијума и магнезијума изводе се према ISO стандарду, док се хлориди мере у складу са SRPS ISO методом (PXM3, 2005 – 2012.). Заједничка мерна јединица свих наведених параметара је mg/l.



### 5.3.11. Колиформне бактерије

Приликом микробиолошких испитивања узорака воде, најзначајније је препознати и анализирати присуство патогених организама. Лош третман канализационих, пољопривредних, градских и отпадних вода из домаћинства доводи до загађености површинских вода патогеним организмима. Извор патогена представљају и санитарне и градске депоније на којима се одлажу животињске и људске фекалне материје. Колиформне бактерије су најбољи индикатори ове врсте загађења, а међу њима *Escherichia Coli*, као природна цревна бактерија.

## 6. РЕЗУЛТАТИ И ДИСКУСИЈА

### 6.1. ЕКОЛОШКИ СТАТУС РЕЧНИХ ТОКОВА И ЕКСТРЕМНЕ ВРЕДНОСТИ ПОЛУТАНАТА

У даљем тексту извршена је упоредна анализа добијених средњих и екстремних вредности параметара са граничним вредностима прописаним „Уредбом о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање“ (Сл. гласник РС 50/12) (Табела 6), за сваки главни ток појединачно. Циљ је, при томе, да се утврди стварни еколошки статус анализираних токова и упореди са захтеваним. У разматрање су узети параметри - растворени кисеоник, електропроводљивост, нитрати, ортофосфати и биолошка потрошња кисеоника, као неки од најпоузданијих показатеља утицаја људских активности на квалитет вода.

Табела 6. Граничне вредности параметара за одређивање класе еколошког статуса река

Параметар	Границе између класа еколошког статуса				V
	I	II	III	IV	
RK	8,5	7,0	5,0	4,0	<4
EP	<1000	1000	1500	3000	>3000
NO <sub>3</sub>	1,5	3,0	6,0	15,0	>15
PO <sub>4</sub>	0,02	0,10	0,2	0,5	>0,5
ВРК <sub>5</sub>	1,8	4,5	7	25	>25

Резултати дескриптивне статистике одабраних параметара током анализираног периода (2005 – 2012.) за случај Ј. Мораве приказани су у табели 7. Поређењем добијених средњих вредности параметара RK, EP и NO<sub>3</sub> са прописаним граничним вредностима приказаним у табели 6, воде Ј. Мораве се могу сврстати у I класу еколошког статуса. Изузетак представљају просечне вредности параметара PO<sub>4</sub> и ВРК<sub>5</sub>, који указују на воду III и II класе бонитета, респективно.

Табела 7. Дескриптивна статистика показатеља квалитета воде Ј. Мораве за период од 2005. до 2012. године

	Средња вредност	Минимум	Максимум	Стандардна девијација
RK	10,4	4,6	15,6	2,0581
EP	418	126	995	157,837
NO <sub>3</sub>	1,46	0,10	10,12	1,89847
PO <sub>4</sub>	0,137	0,013	0,463	0,082706
ВПК <sub>5</sub>	2,7	0,6	7,4	0,9254

Посматрањем екстремних вредности одабраних параметара, могу се препознати мерна места и периоди у којима је достигнут највиши степен загађености воде (Прилог 1). На основу анализираних резултата примећује се да су екстремне вредности, које упућују на повећану загађеност воде, забележене углавном, на мерном месту Ристовац. Минимална вредност RK забележена је у септембру 2012. године, при чему је достигнута III класа бонитета, док је у истом периоду забележен и највиши износ EP. Такође, Ристовац карактерише највећа концентрација NO<sub>3</sub> забележена јула 2005., као и највиша вредност PO<sub>4</sub> достигнута у септембру 2009. Изузетак представља параметар ВПК<sub>5</sub>, чији је највиши износ измерен на локацији Грделица, априла 2012.

Средње, екстремне вредности и износи стандардне девијације за речни ток З. Морава представљени су у табели 8. Као у случају Ј. Мораве, средње вредности већине параметара указују на I еколошки статус, док су средње вредности PO<sub>4</sub> и ВПК<sub>5</sub> нешто више и одликују II класу бонитета вода.

Табела 8. Дескриптивна статистика показатеља квалитета воде З. Мораве

	Средња вредност	Минимум	Максимум	Стандардна девијација
RK	10,9	6,9	16,9	1,6551
EP	398	247	723	65,708
NO <sub>3</sub>	1,38	,06	4,29	,70494
PO <sub>4</sub>	,086	,008	1,770	,093185
ВПК <sub>5</sub>	2,6	,2	6,0	,7557

Анализа екстремних вредности указује на то да је најнижа вредност РК измерена на мерном месту Маскаре у септембру 2011. Мерно место Г. Мост одликује највећи број забележених екстремних вредности одабраних параметара. Параметар ЕР је највиши износ достигао у новембру 2011. године, а децембра исте године и ВРК<sub>5</sub>. На истој локацији је у јануару 2005. године измерена највиша вредност РО<sub>4</sub>. Највећа концентрација NO<sub>3</sub> била је априла 2005. године на локацији Јасика.

На основу добијених средњих вредности полутаната и најважнијих показатеља квалитета воде приказаним у табели 9, може се извести закључак да према параметрима РК и ЕР, вода В. Мораве припада I класи еколошког потенцијала. Вредности параметара NO<sub>3</sub> и ВРК<sub>5</sub> указују на II, а РО<sub>4</sub> на III класу еколошког статуса.

Табела 9. Дескриптивна статистика показатеља квалитета воде В. Мораве

	Средња вредност			Стандардна девијација
	Минимум	Максимум		
РК	10,5	5,3	16,7	1,8667
ЕР	427	242	770	63,941
NO <sub>3</sub>	1,61	,08	29,57	1,88806
РО <sub>4</sub>	,115	,008	1,000	,064393
ВРК <sub>5</sub>	2,6	,2	8,8	1,2342

У зависности од намене, за воде главних токова речног система Морава прописана је II класа бонитета. Наведени резултати указују на то да стварни еколошки статус Јужне, Западне и Велике Мораве одговара прописаним и пожељним стандардима.

Из прилога 1 може се уочити да су екстремне вредности анализираних параметара које указују на повећану загађеност воде забележене, искључиво, на суседним локацијама Трновче и Љ. мост. Новембра месеца 2007. године, на овим мерним местима забележена је изузетно висока концентрација NO<sub>3</sub> и РО<sub>4</sub>, што је допринело да вода В. Мораве достигне најнижи могући степен квалитета (V класа). Најмање РК било је на мерној станици Љ. Мост у септембру 2011. године, при чему је вода достигла лош еколошки статус. Највиши износ ВРК<sub>5</sub> на локацији Трновче, јула 2008. године, утицао је на припадност III класи. На квалитет воде на

мерном месту Трновче евидентан је негативан утицај притока Лепенице и Ресаве, током маловодног периода.

## 6.2. ПРОСТОРНЕ И ВРЕМЕНСКЕ ВАРИЈАЦИЈЕ КВАЛИТЕТА ВОДЕ РЕЧНОГ СИСТЕМА МОРАВА У ФУНКЦИЈИ ОДАБРАНИХ ПОКАЗАТЕЉА

Значајну улогу у просторним променама концентрације нутријената и показатеља квалитета има близина насељених места, врста и локација индустријских постројења, присуство депонија на обалама и третман отпадних и комуналних вода. Испуштање непречишћених или недовољно пречишћених употребљених вода, са повећаном концентрацијом азота или фосфора, узрокује и унапређује процес еутрофикације акватичних екосистема (Далмација, 2008). Просторне варијације, такође, могу настати као последица пољопривредних активности и то захваљујући разликама у примени фертилизатора, културама које се гаје у одређеној области, начину наводњавања, структури земљишта и локалним педолошко-климатским карактеристикама (Dević i dr., 2014). Концентрација загађујућих материја у току године зависи од присуства и интензитета деловања наведених извора загађења. Сезонске промене количине падавина, спирања земљишта и тока подземних вода, значајно одређују речно пражњење и концентрацију полутаната у реци (Vega i dr., 1998; Pejman i dr., 2009).

Анализом вредности и утврђивањем просторно-временске корелације показатеља квалитета вода, могуће је идентификовати најзначајније изворе загађења. На основу тога могу се предузети адекватне мере заштите од загађења, које се огледају у третману индустријских и комуналних отпадних вода, измештању дивљих депонија или контроли примене минералних ђубрива у пољопривреди. Утврђени просторни и временски обрасци кретања квалитета воде стварају основу за успостављање оперативног мониторинга на мерним местима са нарушеним квалитетом воде.

### *6.2.1. Одређивање корелације временских и просторних промена квалитета вода и одабраних показатеља*

Ради испитивања постојања повезаности параметара  $RK$ ,  $EP$ ,  $NO_3$ ,  $PO_4$  и  $ВРК_5$  са мерним местом и годином мерења, спроведена је корелациона анализа за

сваки главни ток појединачно. Вредности Пирсоновог коефицијента корелације крећу се у опсегу од  $-1,00$  до  $+1,00$ . У овој анализи су добијене релативно ниске вредности коефицијената, што се може објаснити чињеницом да је квалитет воде веома сложен, одређен бројним параметрима и изражене мултиколинеарности.

У случају речног тока Јужна Морава статистички значајна корелација између године мерења и посматраних варијабли постоји код свих параметара, осим код  $PO_4$  (Табела 10). На основу вредности коефицијента  $r$ , најјача корелација ( $-0,398$ ) јавља се код нитрата. У овом случају је реч о негативној корелацији, што указује на то да се концентрација  $NO_3$  са годинама смањује. Негативна корелација ( $-0,211$ ) уочена је и код раствореног кисеоника. Према формулама 20 и 21, нижа концентрација нитрата имплицира већу количину раствореног кисеоника, на основу чега се може закључити да смањење вредности нитрата од 2005. до 2012. године прати повећање концентрације других полутаната.

Анализом корелације параметара са мерним местима на току Ј. Мораве утврђена је повезаност са свим разматраним параметрима, и то на нивоу статистичке значајности  $p < 0,01$  (Табела 10). Негативна корелација добијена је у случају биолошке потрошње кисеоника ( $-0,396$ ) и електропроводљивости ( $-0,308$ ), као и у случају ортофосфата ( $-0,231$ ). Корелација између материја органског порекла (ортофосфата) и биолошке потрошње кисеоника у води приказана је реакцијом 13. Добијени резултати указују на то да се загађеност смањује од улазног (Ристовац) ка излазном (Мојсиње) профили Ј. Мораве.

Табела 10. Матрица Пирсонових коефицијената корелације за случај Јужне Мораве

	Година	Мерно место	RK	EP	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	BPK <sub>5</sub>
Година	1						
Мерно место	,000	1					
RK	-,211**	,179**	1				
EP	,149**	-,308**	-,464**	1			
NO <sub>3</sub>	-,398**	-,144**	-,073	,196**	1		
PO <sub>4</sub>	,004	-,231**	-,392**	,704**	,197**	1	
BPK <sub>5</sub>	,117*	-,396**	-,183**	,194**	,048	,129*	1

\*\* Ниво значајности  $p < 0.01$  (2-tailed).

\* Ниво значајности  $p < 0.05$  (2-tailed).

Испитивањем просторне и временске корелације са показатељима квалитета воде речног тока Западна Морава, добијене су вредности Пирсонових коефицијената корелације који су приказани у табели 11. У матрици се препознаје статистички значајна повезаност године мерења са раствореним кисеоником, нитратима и биолошком потрошњом кисеоника, као и локације са параметрима електропроводљивост и биолошка потрошња кисеоника, што указује на присуство загађења органског порекла (приказано у реакцијама 17, 20 и 21).

Код временске корелације повезаност је уочена у случају параметара РК (-0,117) и  $\text{NO}_3$  (-0,495), што указује на смањење концентрације овог полутанта са годинама. У складу са тим је и негативна корелација код параметра  $\text{BPK}_5$  (-0,268). Просторном корелационом анализом утврђена је повезаност са ЕР (0,420) и  $\text{BPK}_5$  (-0,461). Вредност електропроводљивости се мења у складу са променом степена минерализације воде, што указује на примену фертилизатора у пољопривредним активностима или присуство минерала у земљишту. Са друге стране, параметром  $\text{BPK}_5$  се мери степен загађења воде насталог под дејством комуналног и индустријског отпада. На основу супротних смерова корелације ова два параметара са мерним местом, да се закључити да се од улазног (Г. Мост) ка излазном (Маскаре) профилу мењају извори загађења.

Табела 11: Матрица Пирсонових коефицијената корелације за случај Западне Мораве

	Година	Мерно место	РК	ЕР	$\text{NO}_3$	$\text{PO}_4$	$\text{BPK}_5$
Година	1						
Мерно место	,000	1					
РК	-,117*	,046	1				
ЕР	,048	,420**	-,248**	1			
$\text{NO}_3$	-,495**	,002	,048	,043	1		
$\text{PO}_4$	-,046	,054	-,055	,128**	,060	1	
$\text{BPK}_5$	-,268**	-,461**	,122*	-,304**	,099*	-,099*	1

\*\* Ниво значајности  $p < 0.01$  (2-tailed).

\* Ниво значајности  $p < 0.05$  (2-tailed).

Корелационом анализом примењеном у случају Велике Мораве уочена је статистички значајна повезаност мерних станица једино код ВРК<sub>5</sub> (Табела 12). При томе, реч је о позитивној корелацији (0,267). Негативна временска корелација утврђена је код параметара РК и NO<sub>3</sub>.

Табела 12: Матрица Пирсонових коефицијената корелације за случај Велике Мораве

	Година	Мерно место	РК	ЕР	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	ВРК <sub>5</sub>
Година	1						
Мерно место	,000	1					
РК	-,170**	-,051	1				
ЕР	,058	,073	-,190**	1			
NO <sub>3</sub>	-,238**	,091	,062	,023	1		
PO <sub>4</sub>	,059	,035	-,180**	,199**	,081	1	
ВРК <sub>5</sub>	,060	,267**	-,046	,109	,022	,059	1

\*\* Ниво значајности  $p < 0.01$  (2-tailed).

\* Ниво значајности  $p < 0.05$  (2-tailed).

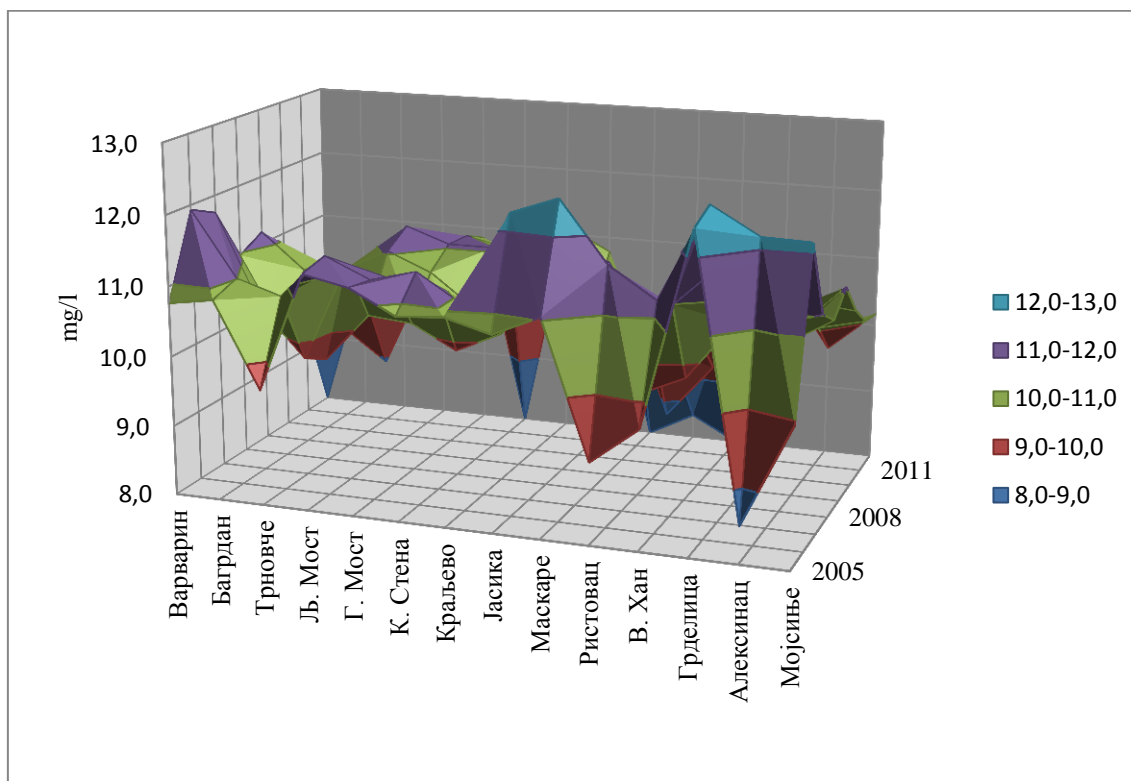
### 6.2.2. Трендови промена квалитета воде на главним токовима Морава у функцији одабраних параметара

Са циљем да се испитају варијације параметара РК, ЕР, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> и ВРК<sub>5</sub> и утврде просторни и временски трендови, у даљем тексту су анализирана кретања средњих вредности одабраних параметара у функцији локације и периода мерења. Трендови су приказани тродимензионалним графицима, који омогућавају бољи визуелни увид (слике од 9 до 13). Хоризонталне  $x$  и  $y$  осе представљају време (године мерења од 2005. до 2012.) и простор (мерне станице лоциране дуж речних токова), респективно. На вертикалној  $z$  оси налазе се износи средњих вредности анализираних параметара.

На основу графика кретања РК, приказаног на слици 9, може се уочити мали распон добијених средњих вредности и непостојање просторних и временских трендова. Изузетак представљају вредности овог параметра на мерним местима на Ј. Морави (Ристовац и Алексинац), које карактерише најмања количина раствореног кисеоника током читавог периода, а нарочито 2005. године.

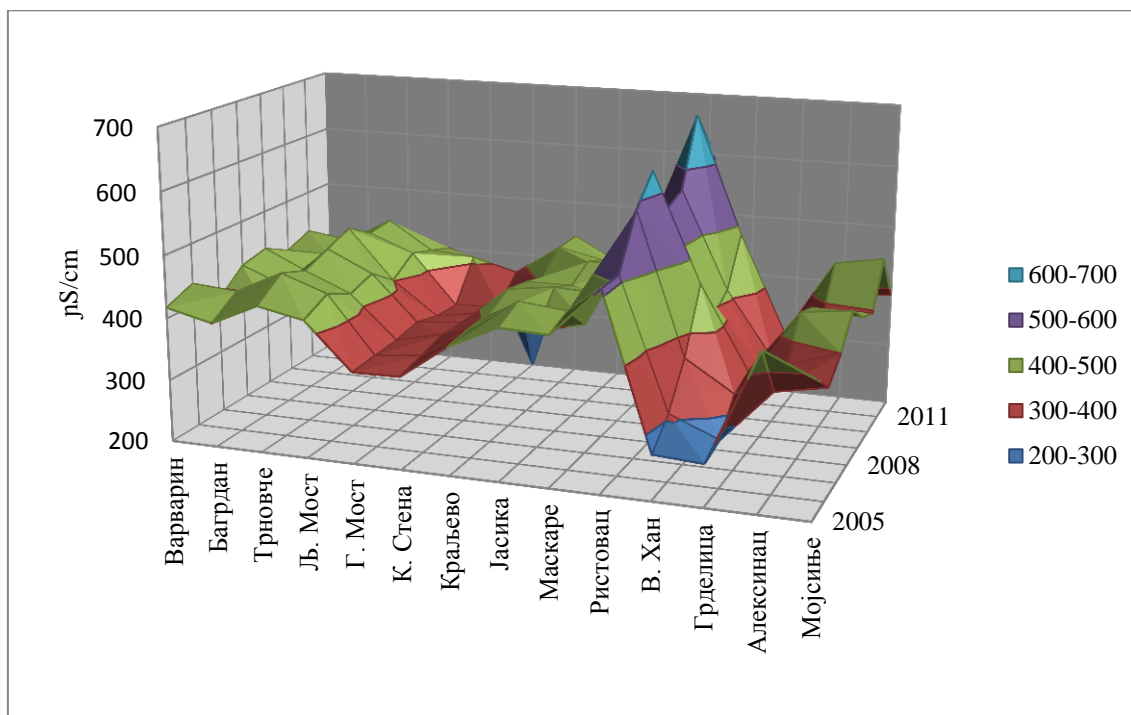


Значајна одступања у 2012. години на мерним местима Варварин, К. Стена, Маскаре и В. Хан произилазе из недостатка мерења, те се оне не могу узети у разматрање.



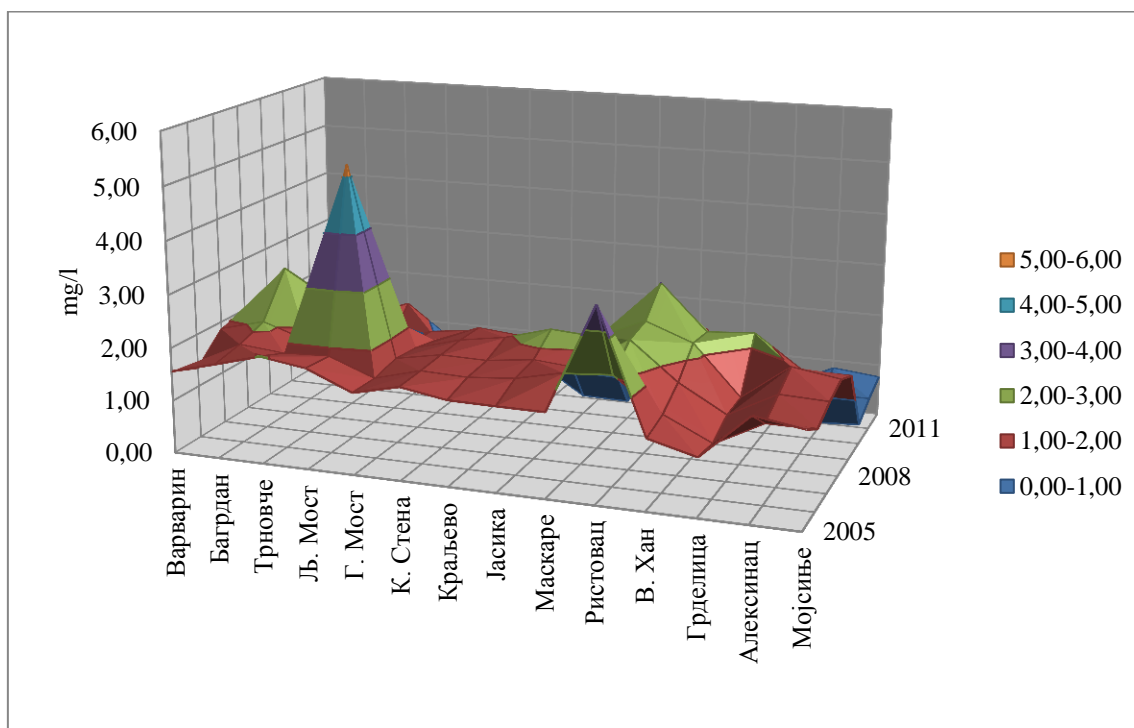
Слика 9. Промене вредности раствореног кисеоника (RK) у простору и времену

У случају ЕР, не постоје значајније промене временског тренда (Слика 10). Посматрано у простору, на В. Морави приметан је опадајући тренд кретања од улазног профила (Варварин) до мерног места Трновче, одакле вредности расту према излазном профили (Љ. Мост) У случају 3. Мораве, присутан је растући тренд кретања ЕР од улазног (Г. Мост) ка излазном профили (Маскаре). Највеће осцилације кретања овог параметра одлика су Ј. Мораве. На улазном профили Ристовац забележене су убедљиво највише вредности ЕР у односу на посматране мерне станице. Следи опадајући тренд кретања до локације Грделица, одакле се вредности повећавају све до излазног профила овог тока. На почетним локацијама 3. Мораве (Љ. Мост и К. Стена) измерене су најниже вредности овог параметра. У 2012. години је, на истим локацијама као у случају RK, забележен изостанак мерења.



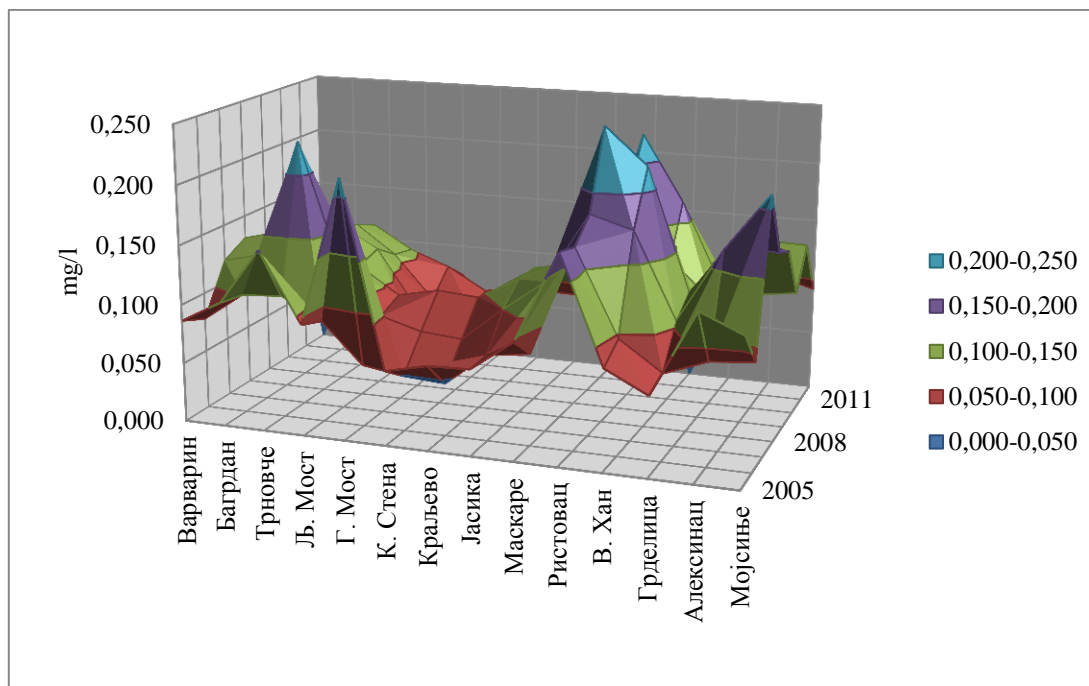
Слика 10. Промене вредности електропроводљивости (EP) у простору и времену

Просторна и временска кретања  $\text{NO}_3$  (Слика 11) не одликују значајније осцилације, изузев у случају мерног места Љ. Мост, на коме су 2007. године забележене две екстремне вредности. Растући временски тренд је присутан на току Ј. Мораве, где је у периоду од 2005. до 2009. године забележен пораст концентрације  $\text{NO}_3$ . Посматрано из угла просторних промена, тренд кретања на Ј. Морави је исти као у случају EP. На току В. Мораве је, од улазног профила до локације Трновче присутан растући тренд, док средње вредности нитрата опадају према излазном профилу. З. Мораву одликују приближне вредности  $\text{NO}_3$ , те се не уочава просторни и временски тренд кретања.

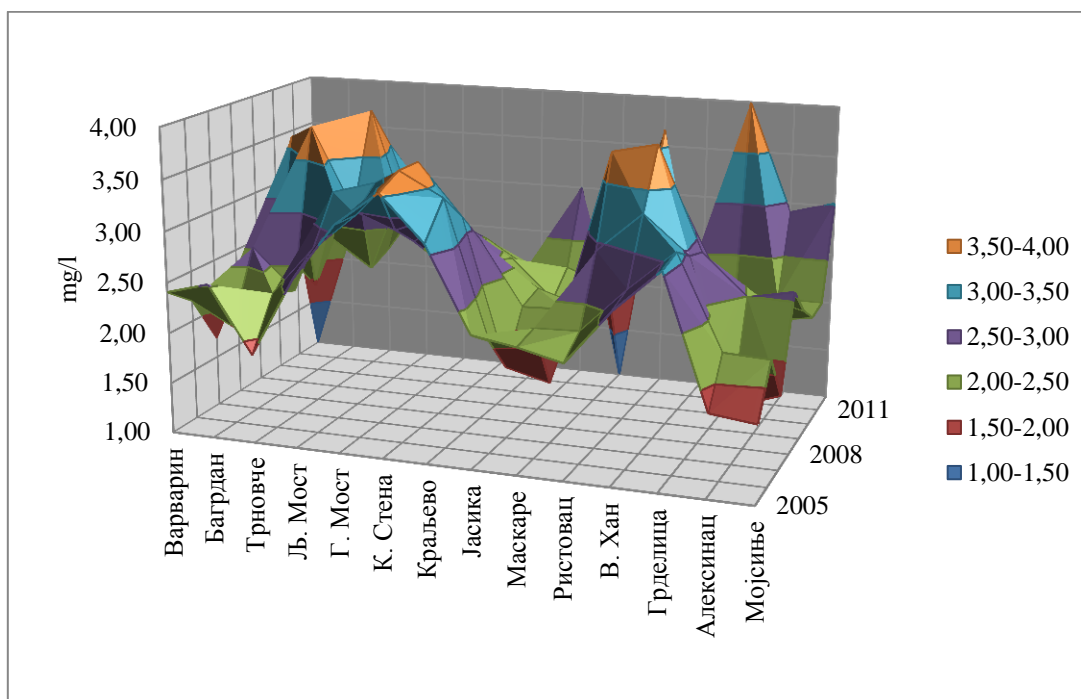


Слика 11. Промене вредности нитрата (NO<sub>3</sub>) у простору и времену

Концентрација PO<sub>4</sub> је, током читавог периода мониторинга, највиша на улазном профилу Ј. Мораве. Такође, висока средња годишња вредност ортофосфата измерена је 2005. на мерном месту Г. Мост (улазни профил 3. Мораве) и 2007. на локацији Трновче (В. Морави). Временски тренд није приметан, док су просторни трендови исти као у случају параметара EP и NO<sub>3</sub> (Слика 12).



Слика 12. Промене вредности ортофосфата ( $PO_4$ ) у простору и времену

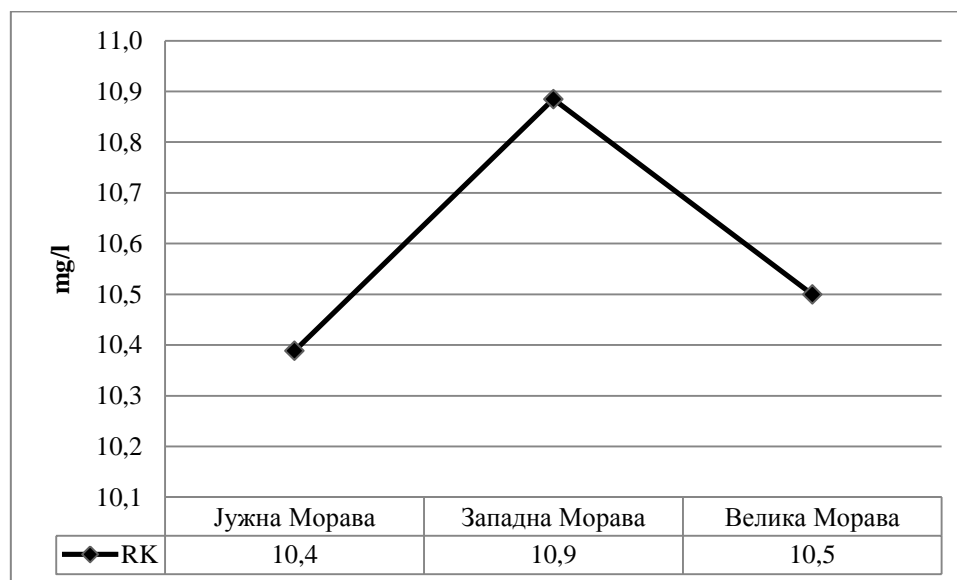


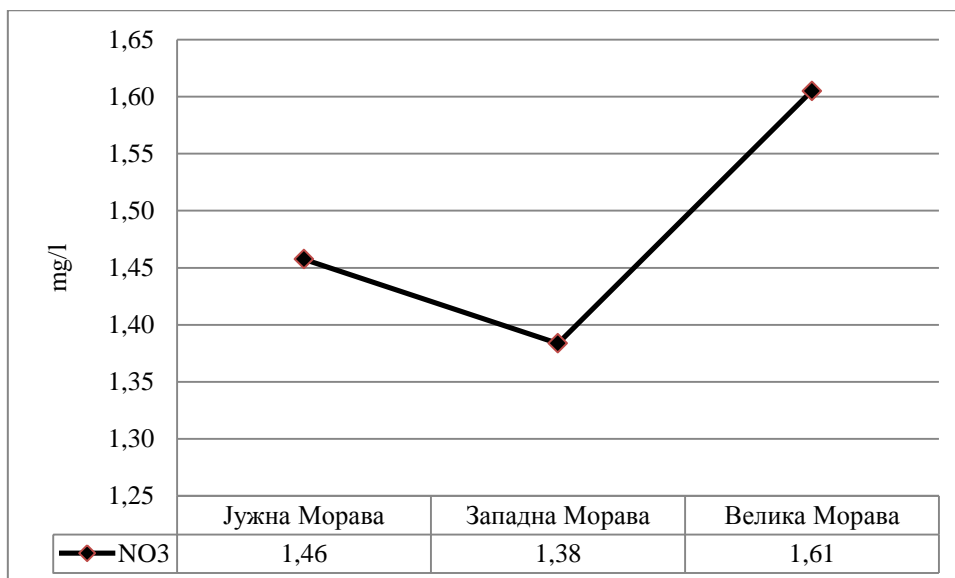
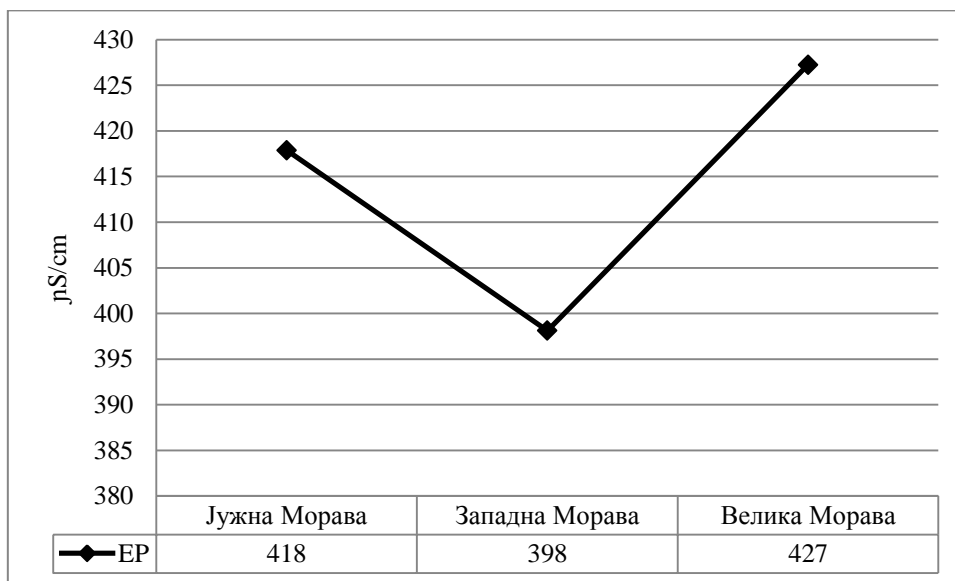
Слика 13. Промене вредности биохемијске потрошње кисеоника ( $BPK_5$ ) у простору и времену

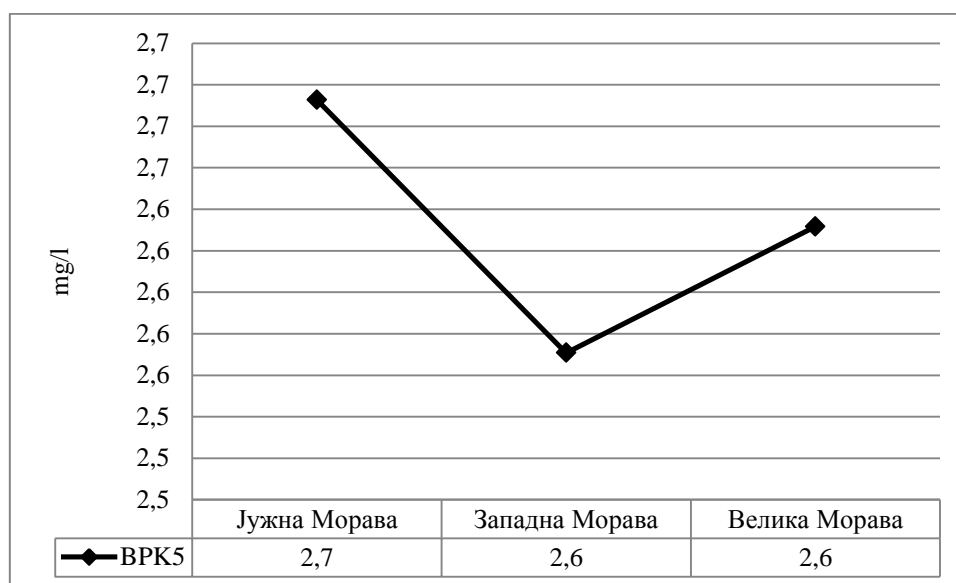
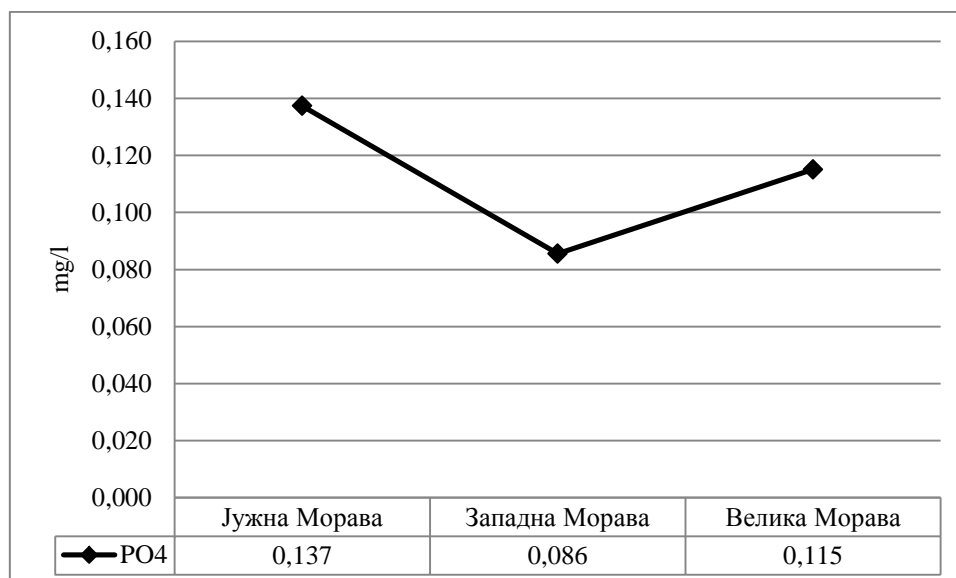
Вредности ВРК<sub>5</sub> бележе растући тренд од улазног (Варварин) ка излазном (Љ. Мост) профили тока В. Мораве. Што се тиче З. Мораве, нису присутни значајнији просторни трендови. Улазни профил Ј. Мораве одликују највише вредности овог параметара које опадају до Грделице. Растући тренд се, потом, јавља до излазног профила (Мојсиње). Посматрано из временског угла, нису забележене значајније промене вредности параметра ВРК<sub>5</sub> (Слика 13).

### 6.2.3. Упоредна анализа квалитета воде главних токова Мораве у функцији одабраних показатеља

На основу добијених средњих вредности анализираних параметара, за период од 2005. до 2012. године, извршена је упоредна анализа квалитета воде Јужне, Западне и Велике Мораве. На слици 14 дат је графички приказ кретања сваког показатеља у зависности од тока.







Слика 14. Средње вредности анализираних параметара на главним токовима Моравае током периода 2005 – 2012.

Поређењем добијених резултата, може се уочити да је квалитет воде З. Моравае, према свим показатељима, на вишем нивоу у односу на остале разматране реке. У водама Ј. Моравае има најмање РК, те је, у складу са тим, и највиша вредност BPK<sub>5</sub>. Ова река предњачи и по концентрацији ортофосфата. С обзиром на то да је у околним пределима развијено сточарство, може се

закључити да је присуство полутаната последица животињског отпада и стајског ђубрива, али и детерџената који у реку доспевају путем застареле канализационе мреже. Са друге стране, загађење В. Мораве је приказано кроз високу електропроводљивост и концентрацију нитрата. Нитрати, више од било ког полутанта, указују на значајно отицање пољопривредног земљишта (ЕРА, 2001). Међутим, њихово порекло може се објаснити и индустријским отпадним водама које се испуштају у притоке В. Мораве без претходне обраде, али и бројним депонијама лоцираним самим обалама.

### 6.3. ПРОСТОРНЕ И ВРЕМЕНСКЕ ВАРИЈАЦИЈЕ КВАЛИТЕТА ВОДЕ РЕЧНОГ СИСТЕМА МОРАВА У ФУНКЦИЈИ SWQI

Поред анализе квалитета воде сагледавањем одабраних параметара (растворени кисеоник, електропроводљивост, нитрати, ортофосфати и биолошка потрошња кисеоника), квалитет воде могуће је одредити и применом индексне методе. У овом поглављу, представљени су резултати анализе просторних и временских промена квалитета воде речног система Морава, у зависности од кретања вредности SWQI.

#### 6.3.1. Одређивање корелације временских и просторних промена квалитета воде у функцији SWQI

У циљу утврђивања повезаности вредности SWQI са годином и локацијом мониторинга на сваком главном току речног система Морава, примењена је корелациона анализа.

Табела 13. Корелациона матрица индекса квалитета, локације и године мониторинга

		Година	Мерно место	SWQI
J. Морава	SWQI	-,155**	.293**	1
З.Морава	SWQI	-,127**	-0,075	1
В. Морава	SWQI	-,210**	-,106*	1

\*\* Ниво значајности  $p < 0,01$  (2-tailed).

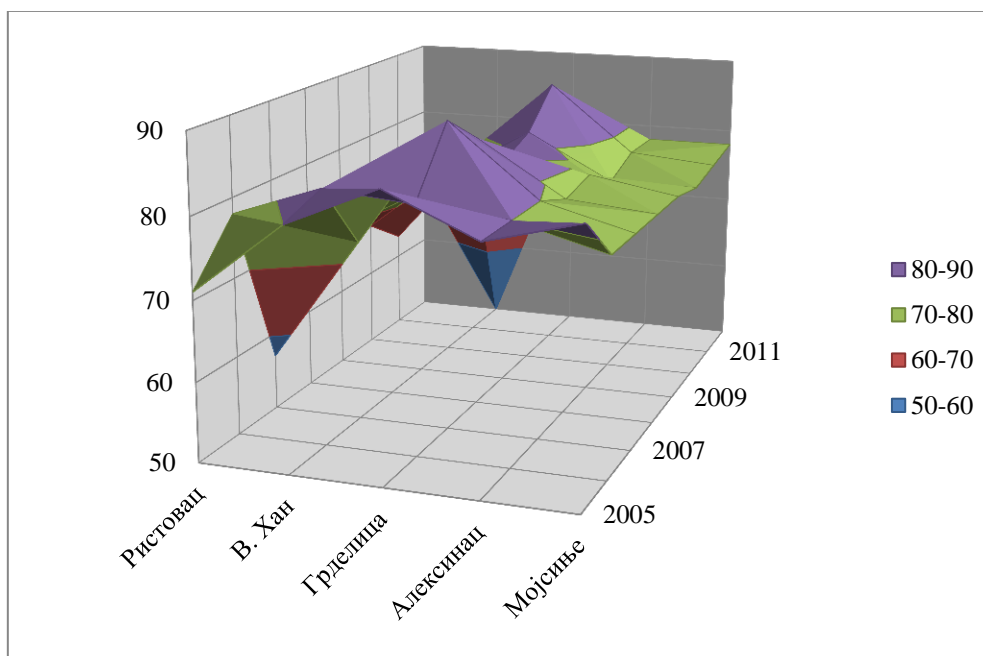
\* Ниво значајности  $p < 0,05$  (2-tailed).



Резултати приказани у табели 13 указују на статистички значајну, негативну, корелацију индекса квалитета и године мониторинга у случају свих посматраних токова. То значи да је у периоду од 2005. до 2012. године квалитет воде опадао. Повезаност индекса квалитета и мерних места не постоји једино у случају 3. Мораве. На Јужној и Великој Морави се уочава статистички значајна корелација SWQI и локације мониторинга. На основу смера корелације, закључује се да на току Ј. Мораве степен квалитета воде расте, а у случају В. Мораве опада од улазног ка излазном профилу.

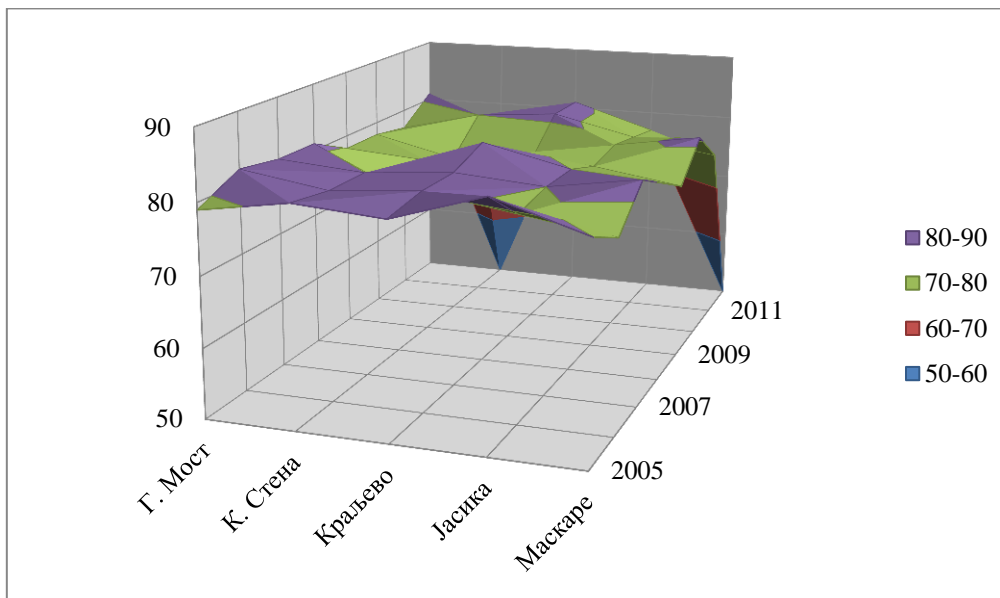
### 6.3.2. Трендови промена квалитета воде на главним токовима Мораве према SWQI

Ради дефинисања просторних и временских варијација квалитета воде анализирана су кретања средњих вредности SWQI у функцији мерног места и године мерења. Трендови су приказани тродимензионалним графицима, који омогућавају бољи визуелни увид (слике од 15 до 17). Хоризонталне x и y осе представљају време (године мерења од 2005. до 2012.) и простор (мерне станице лоциране дуж одређеног речног тока), респективно. На вертикалној z оси налазе се износи средњих вредности SWQI.



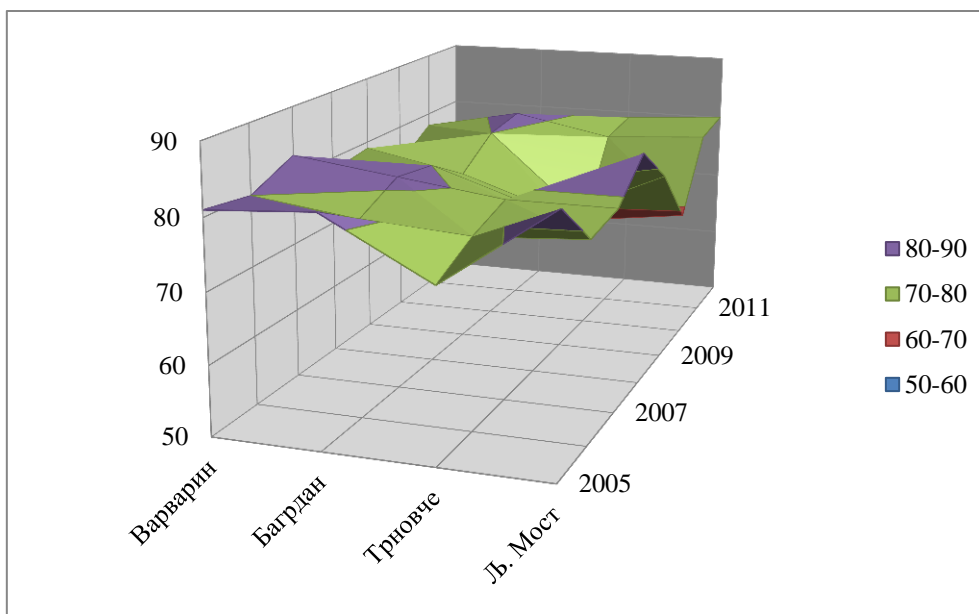
Слика 15. Промене вредности SWQI на току Ј. Мораве

Просторна анализа тока Ј. Мораве указује на растући тренд промене вредности SWQI, што доводи до закључка да се квалитет вода побољшава од улазног ка излазном профилу. Посматрањем промена квалитета воде током анализираних периода, не уочава се временски тренд (слика 15).



Слика 16. Промене вредности SWQI на току 3. Мораве

На 3. Морави је приметан мали распон средњих вредности SWQI, те се не бележи просторни ни временски тренд промена квалитета вода (слика 16).

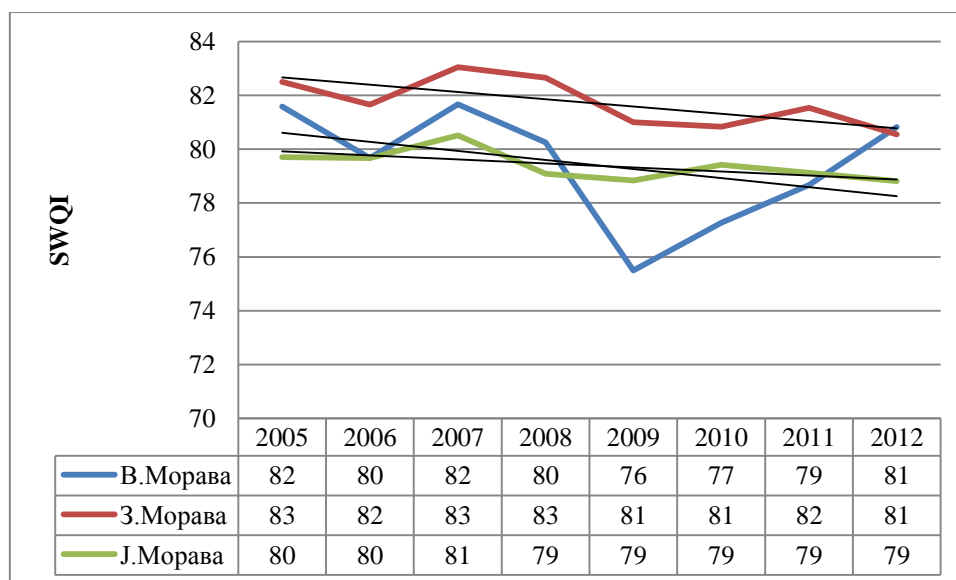


Слика 17. Промене вредности SWQI на току В. Мораве

Као у претходном случају, ток В. Мораве не одликује значајан просторни ни временски тренд кретања вредности SWQI. Најнижи квалитет воде према овом индексу се, током осмогодишњег периода, бележи на мерној станици Трновче (слика 17).

### 6.3.3. Упоредна анализа квалитета воде главних токова Мораве према SWQI

На слици 18 приказане су годишње промене SWQI на главним токовима слива Мораве. Анализом медијане уређеног низа средњих вредности индекса квалитета за сваку мерну станицу на одређеном току уочава се да, у периоду од 2005. до 2012. године, свеобухватни квалитет воде анализираних река припада III класи (добар), без одступања. Значајније осцилације кретања SWQI приметне су на току В. Мораве, где се може уочити рапидно смањење вредности од 2007. до 2009. године. У случају Ј. Мораве и З. Мораве нису приметне значајније осцилације квалитета вода током анализираних периода.



Слика 18. Линеарни тренд кретања SWQI на главним токовима Мораве

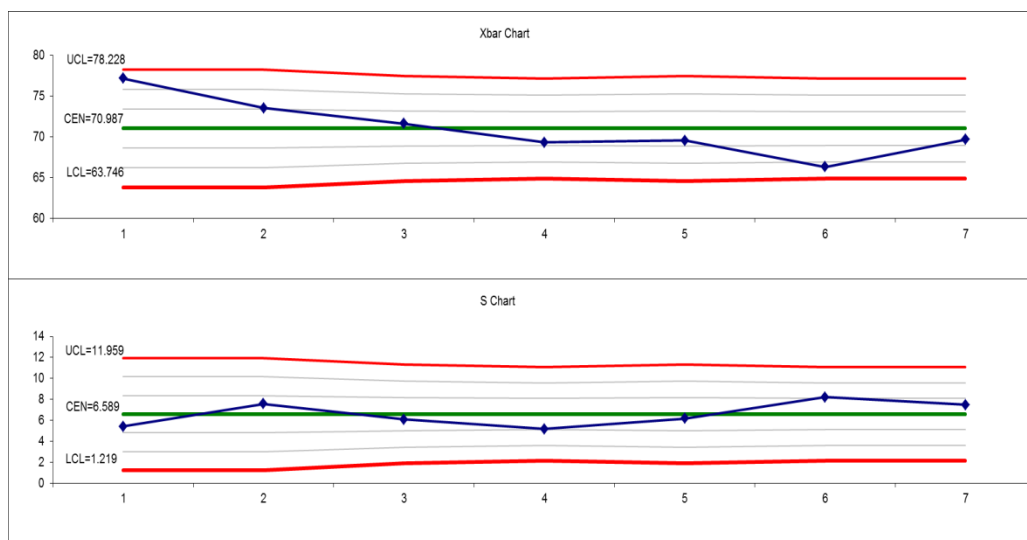
Применом линије тренда могуће је приказати дугорочно кретање квалитета вода. У случају све три реке, уочава се опадање квалитета током посматраног осмогодишњег периода.

#### 6.3.4. Визуелизација кретања квалитета воде применом контролних карата

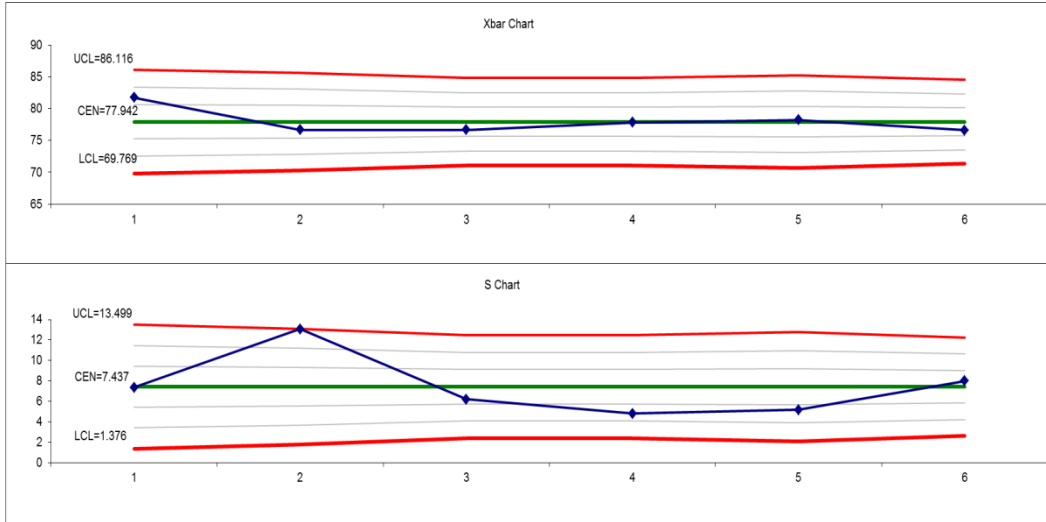
У наредном делу је испитивана могућност примене контролних карата у идентификацији временског периода у којем је дошло до опадања квалитета воде, али и пружању једноставнијег визуелног приказа варијације квалитета воде у функцији SWQI индекса. Квалитет воде на сваком мерном месту, приказан је на годишњем нивоу  $\bar{X}$  -  $\sigma$  картама. На х-оси су бројевима од 1 – 8 представљене године мониторинга (2005 – 2012.), док су на у-оси забележене вредности SWQI.

На слици 19 представљене су контролне карте за мерне станице лоциране на Ј. Морави.

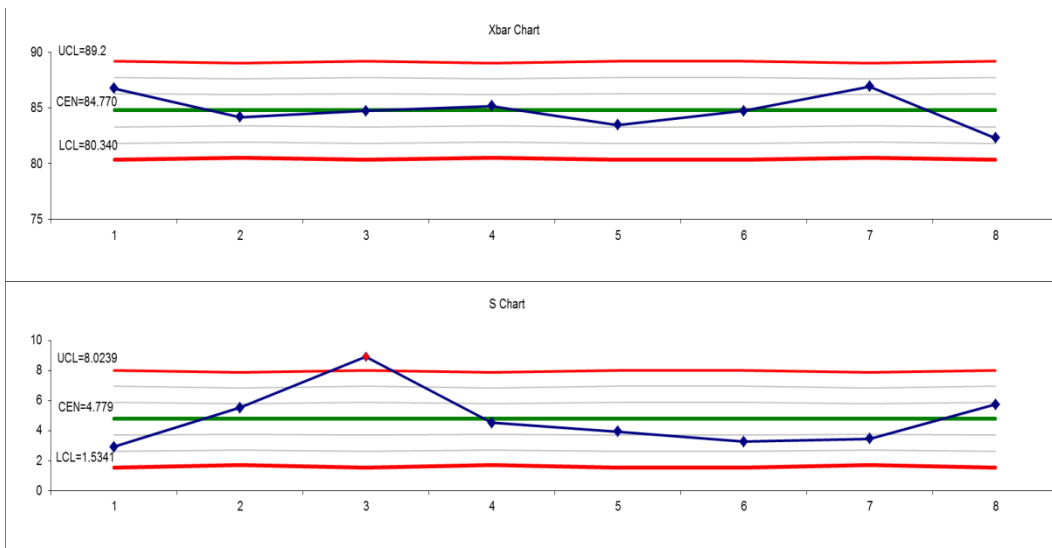
а)



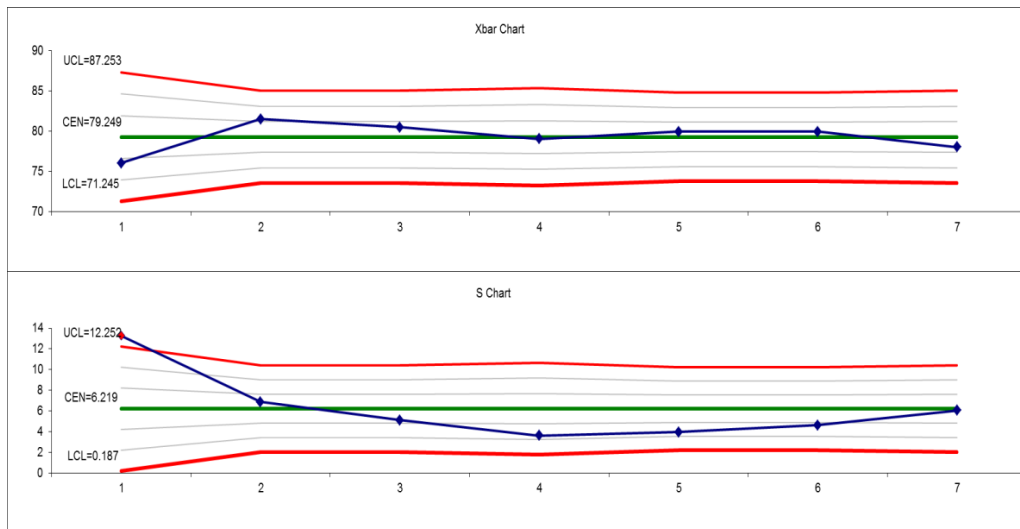
б)



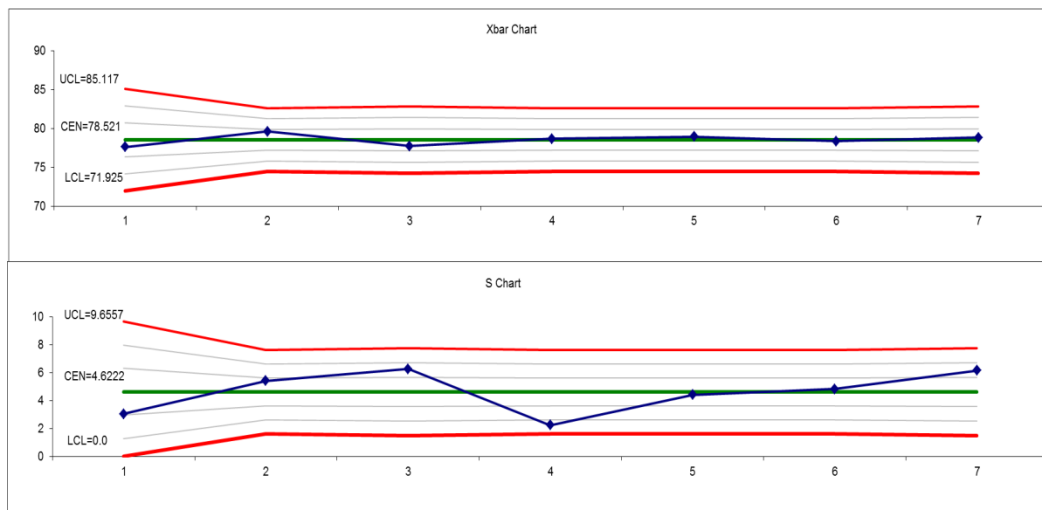
в)



Г)



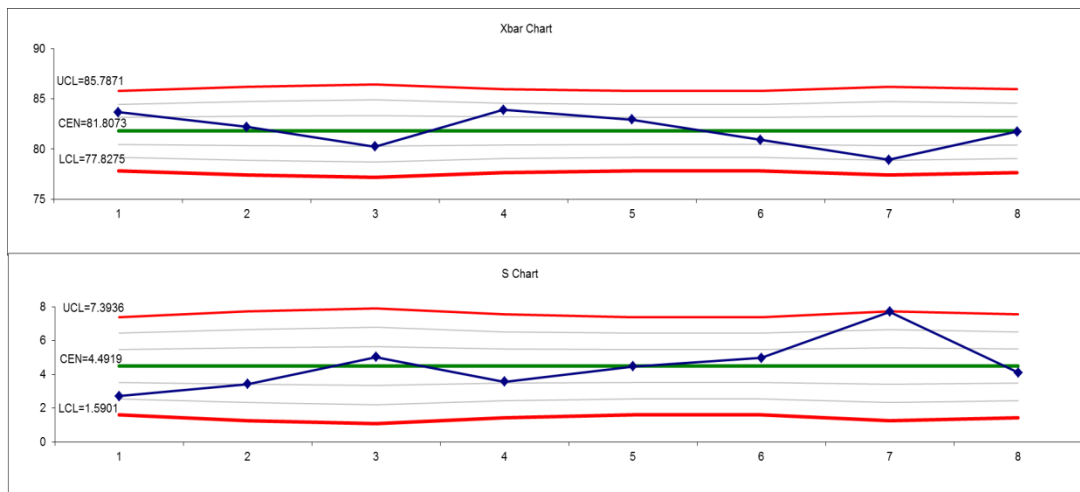
Д)



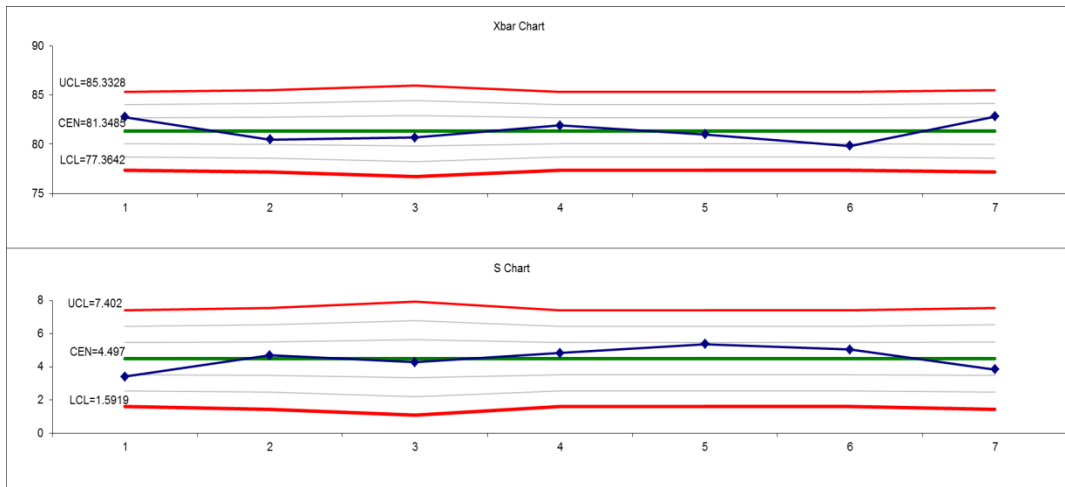
Слика 19. Контролне карте за мерна места на Ј. Морави: а) Ристовац; б) В. Хан; в) Грделица; г) Алексинач; д) Мојсиње

На основу средњих вредности SWQI, за свако мерно место, може се приметити да је најлошији квалитет воде узорковане на локацији Ристовац. У овом случају индекс квалитета износи приближно 71; ова вредност означава припадност описној категорији „лош“. Најнижа вредност SWQI на улазном профилу Ј. Мораве забележена је 2011. године и износила је приближно 64. Истовремено, варијације средњих вредности су током читавог анализираниог периода биле приближно константне, дакле вредности параметра квалитета нису значајно одступале од средњих вредности које су представљене на  $\bar{X}$  карти а које су, као што је наведено, сврстане у описној категорији „лош“. Средња вредност SWQI на мерном месту В. Хан износи 78, чиме квалитет воде спада у III категорију („добар“). Значајнијих промена квалитета нема, док су варијације најизраженије у 2006. години. Потом, квалитет воде се побољшава према суседној локацији Грделица, на којој средња вредност индекса квалитета током анализираниог периода износи 85, односно вода припада II категорији („веома добар“). Изражене варијације су забележене 2007. године. Следећа два мерна профила, Алексинац и Мојсиње, карактерише идентична средња вредност SWQI (79) што указује на воду III класе квалитета.

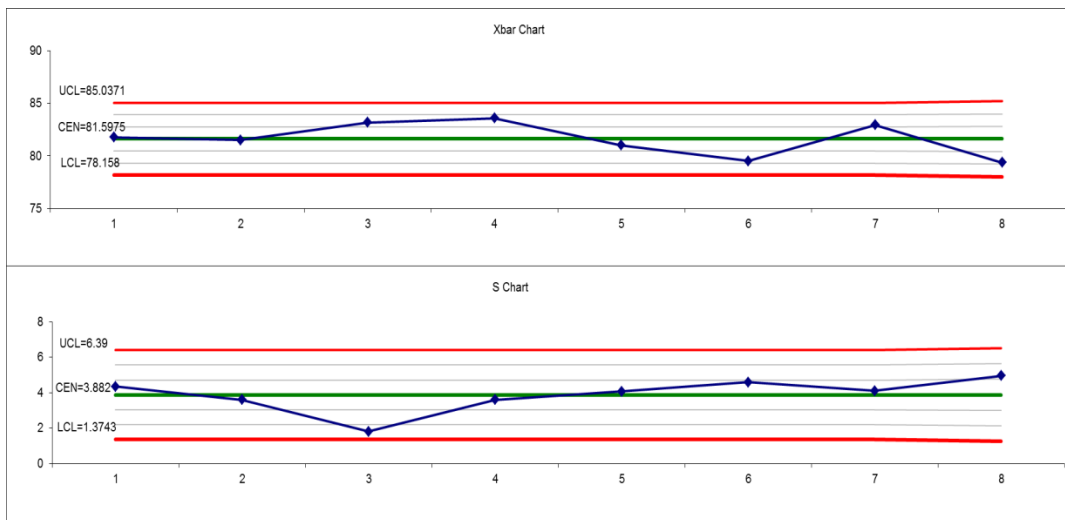
a)



б)

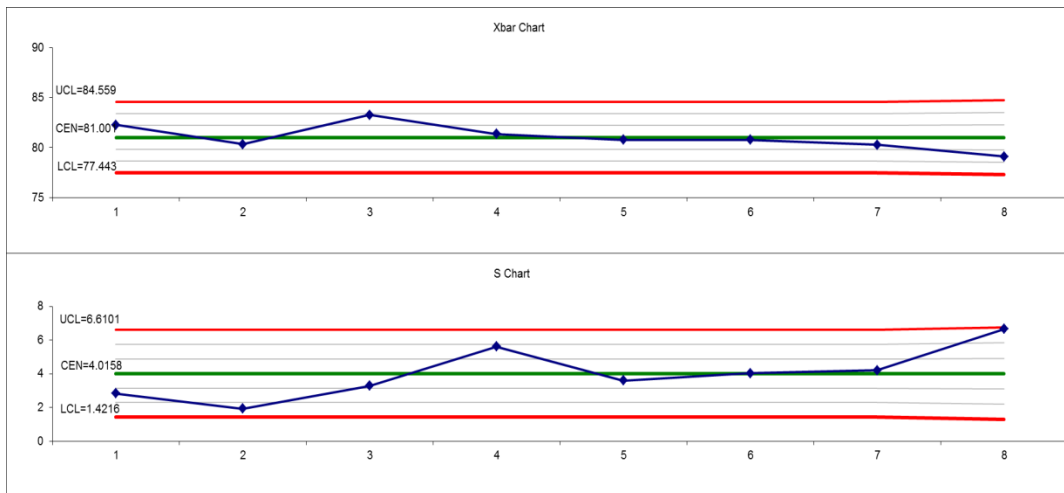


в)

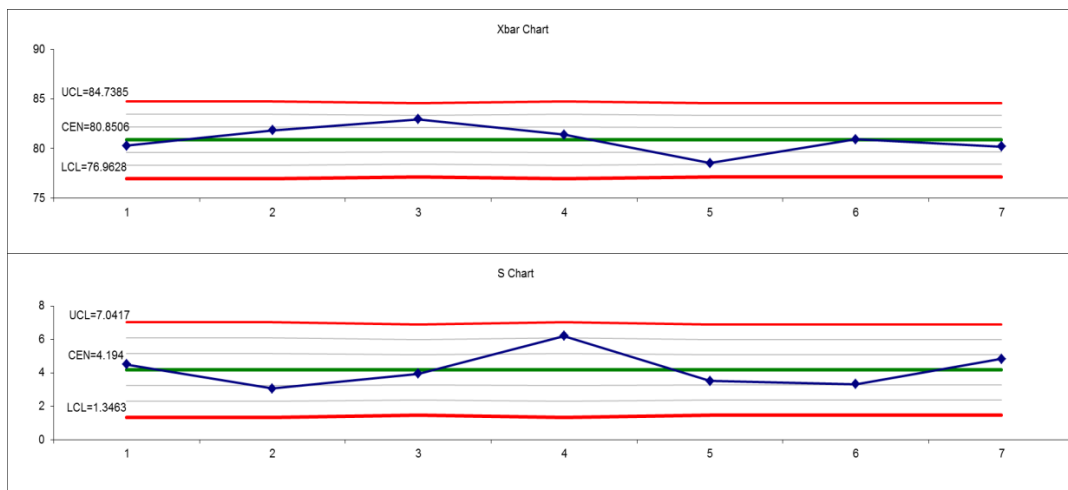




Г)



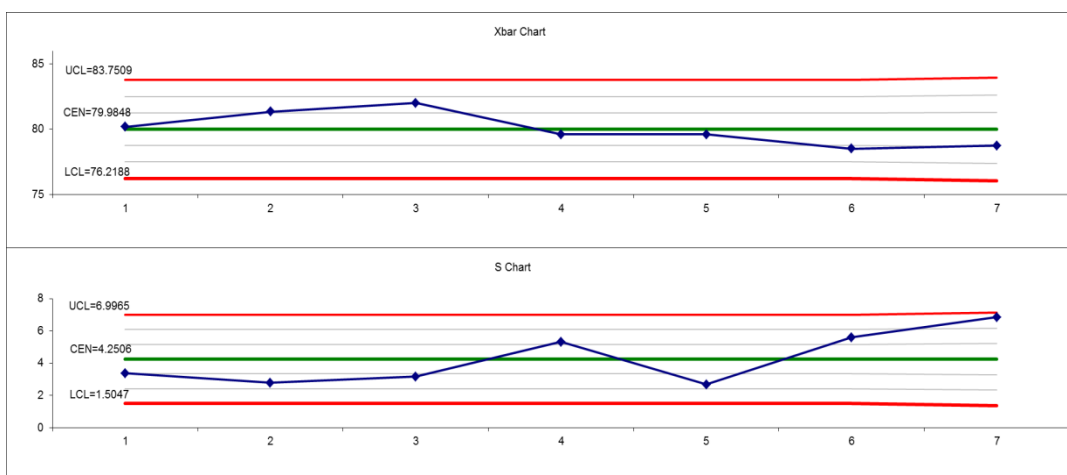
Д)



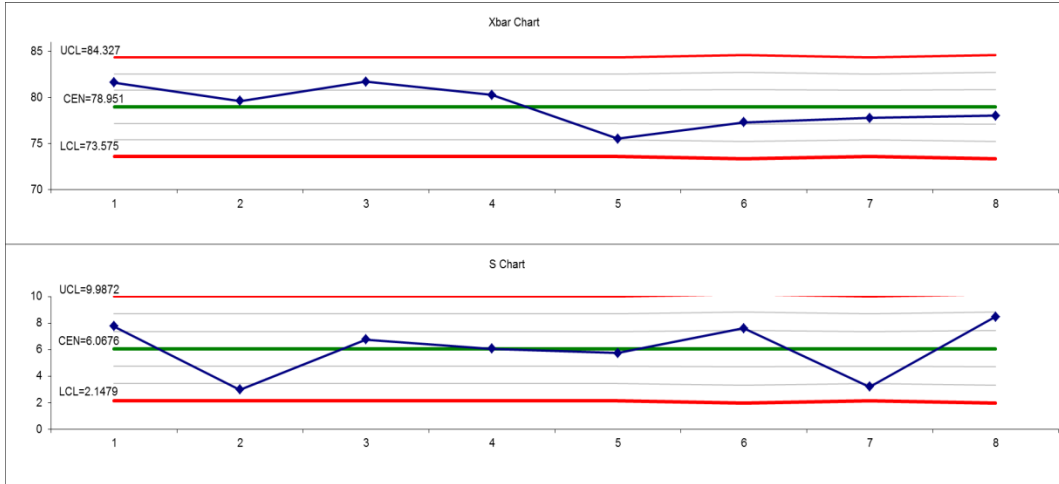
Слика 20. Контролне карте за мерна места на 3. Морави: а) Г. Мост; б) К. Стена; в) Краљево; г) Јасика; д) Маскаре

Средње вредности SWQI на свим мерним станицама 3. Мораве износе 81, односно 82. На основу тога, вода читавог тока 3. Мораве је у анализираном периоду припадала III категорији квалитета, с тим што су средње вредности биле близу горње границе за ову категорију (83). На основу  $\bar{X}$  контролне карте за мерно место Г. Мост, примећује се да је најнижа вредност SWQI достигнута 2011. године, при чему није дошло до промене класе квалитета. Исте године, уочава се и највиши ниво варијација SWQI параметра. Готово константан квалитет воде током анализираног периода са стандардним варијацијама карактеристичан је за мерно место К. Стена. На мерном месту Краљево, од 2006. до 2008. године забележен је пораст индекса квалитета воде, док се од 2008. до 2010. године бележи опадајући тренд. Такође, изузетно ниско одступање вредности SWQI на овој локацији јавља се у 2007. години. Квалитет воде на мерном месту Јасика је, претежно, константан и креће се око средње вредности индекса квалитета за период 2005 – 2012. године. На  $\sigma$  контролној карти ове локације, приметно је да се најмање варијације вредности индекса јављају током 2006. године, а највише у 2008. години. Локацију Маскаре карактерише растући тренд квалитета воде од 2005. до 2007. и опадајући од 2007. до 2009. године. Највише одступања од средње вредности забележено је у 2008. години.

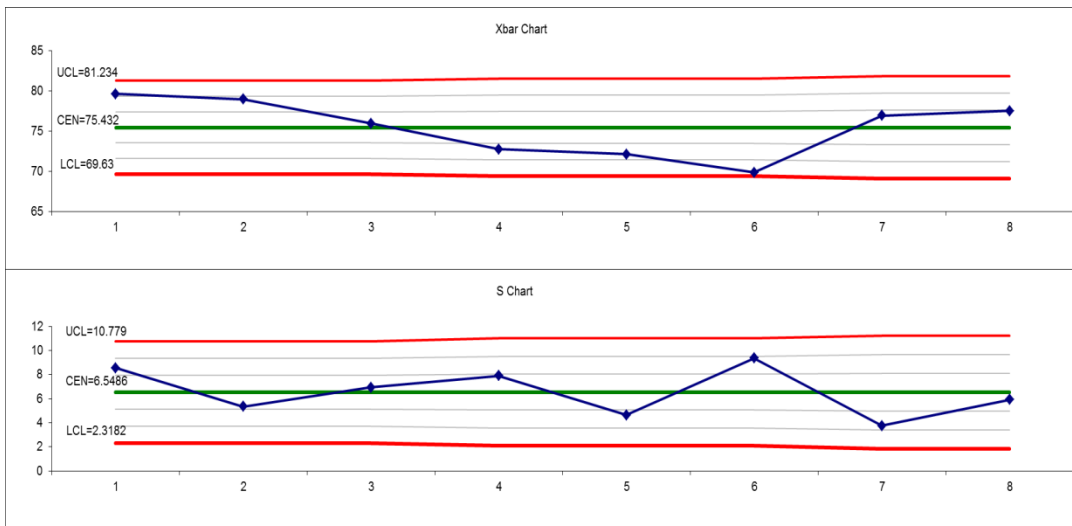
а)



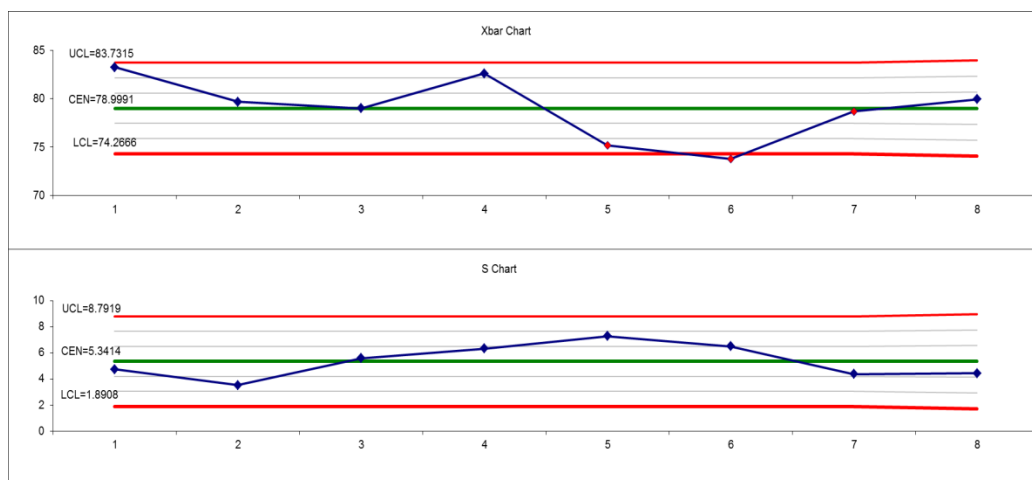
б)



в)



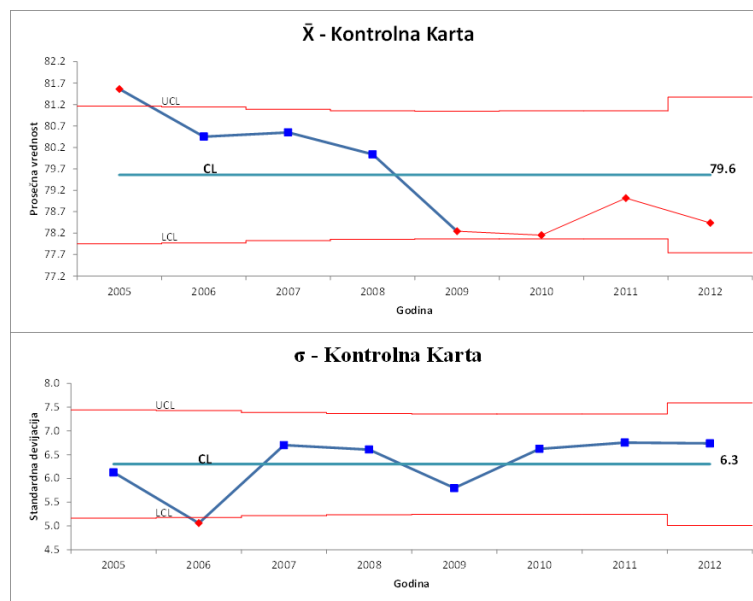
г)



Слика 21. Контролне карте за мерна места на В. Морави: а) Варварин; б) Багрдан; в) Трновче; г) Љ. Мост

Визуелни преглед средњих вредности SWQI на В. Морави, за период од 2005. до 2012. године (слика 21), указује на то да је квалитет воде на анализираним мерним станицама приближно једнак и да припада III класи. На локацији Варварин годишње средње вредности индекса квалитета су приближне средњој вредности за цео посматрани период, док је највећа варијација достигнута 2011. године. Најнижа годишња средња вредност квалитета воде узорковане на профилу Багрдан, забележена је 2009. године, при чему је SWQI износио 74. На мерном месту Трновче, квалитет воде је 2009. и 2010. године опао из II у III категорију. При томе је 2009. године низак степен варијације, што значи да је квалитет био константно низак, док је у 2010. долазило до великих промена вредности индекса квалитета. Са  $\bar{x}$  контролне карте која се односи на мерно место Љ. Мост уочавају се осцилације између средњих годишњих вредности. Средња вредност SWQI за читав период посматрања износи 79. Приметан је значајан пад квалитета воде од 2008. године. Током наредне две године (2009. и 2010.) квалитет воде је достигао најнижи ниво, када се примећују и значајне варијације индекса квалитета.

У циљу идентификације кретања средњих годишњих вредности индекса квалитета воде за период од 2005. до 2012. године на читавом сливу Мораве, примењене су  $\bar{X}$  -  $\sigma$  контролне карте, приказане на слици 22. На основу  $\bar{X}$  – карте средња вредност SWQI током читавог периода износи, приближно, 80. Анализом се уочава да је квалитет воде речног система Морава достигао највиши ниво 2005. године. Након тога квалитет рапидно опада, да би у периоду од 2009. до 2012. године био константно испод средње вредности за читав период посматрања. Према  $\sigma$  - карти, варијације вредности индекса квалитета су биле најмање у 2005., 2006. и 2009. години.



Слика 22. Контролне карте речног система Морава у функцији године мониторинга

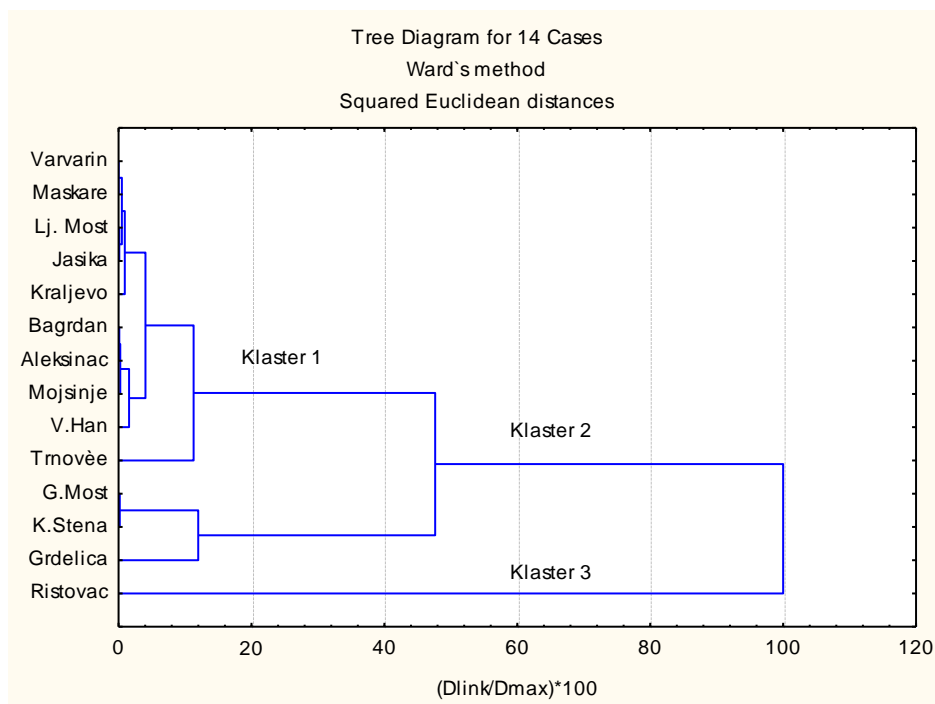
Применом контролних карата добијен је јасан визуелни увид у просторно и временско кретање квалитета воде. Варијације су приказане кроз средње годишње вредности индекса квалитета и вредности стандардне девијације, односно степена варирања истог. На овај начин је омогућена детаљнија и прегледнија анализа промена и идентификација локација и периода са незадовољавајућим квалитетом воде, чиме је потврђена хипотеза  $H_1$ : *Интегрисање индексне методе одређивања квалитета површинских вода и технике контролних карата пружа могућност визуелног приказа у циљу једноставније идентификације периода и локација са ниским степеном квалитета воде.*

#### 6.4. РЕДУКЦИЈА СЕТА ПОДАТАКА НА ОСНОВУ ПРОСТОРНИХ ВАРИЈАЦИЈА

Квалитет воде одређен је бројним параметрима, при чему неки указују на дејство природног, а други на дејство антропогеног фактора. Циљ овог дела истраживања је да се испита могућност редукције обимних сетова података насталих дугорочним мониторингом на бројним мерним местима и да се препознају доминантни фактори који одређују квалитет вода. Током обраде података, у разматрање су узети следећи параметри: температура воде, суспендоване материје, растворени кисеоник, укупна тврдоћа, рН вредност, електропроводљивост, нитрати, укупни азот, ортофосфати, укупни фосфор, растворени силицијум, натријум, калијум, калцијум, магнезијум, хлориди, сулфати и петодневна биохемијска потрошња кисеоника. Одабир параметара коришћених при овој анализи је извршен на основу релевантне литературе (Wunderlin i dr., 2001; Singh i dr., 2004; Varol i dr., 2009) и чине га физичко-хемијске, односно минералне компоненте. Могућност редукције је испитивана применом мултиваријационих статистичких техника (кластер анализа и дискриминациона анализа), док је анализа главних компоненти/факторска анализа употребљена ради дефинисања преовлађујућих фактора.

##### *6.4.1. Груписање мерних станица према заједничким карактеристикама квалитета воде*

С обзиром на то да постоје бројне мерне станице на којима се врши узорковање параметара квалитета вода, могућност њиховог груписања ради смањења трошкова мониторинга, била би од изузетног значаја. У настојању да се на основу заједничких карактеристика квалитета воде изврши груписање анализираних мерних станица, спроведена је просторна кластер анализа. Прегледом добијеног скупа, уочен је одређени изостанак мерења вредности посматраних параметара на различитим мерним местима и током различитих периода мониторинга. Ради поузданије статистичке анализе, вредности које недостају замењене су средњим вредностима суседних мерења. Као резултат поменуте анализе, добијен је дендрограм приказан на слици 23. Као што се може уочити, 14 мерних станица подељено је у три статистички значајна кластера при дистанци удаљености  $(D_{link}/D_{max})_{100} < 60$ .



Слика 23. Дендрограм добијен просторном кластер анализом

Кластер 1 сачињен је од следећих осам мерних станица: Варварин (В. Морава), Маскаре (З. Морава), Љубичевски мост (В. Морава), Јасика (З. Морава), Краљево (З. Морава), Багрдан (В. Морава), Алексинац (Ј. Морава), Мојсиње (Ј. Морава), Владичин Хан (Ј. Морава) и Трновче (В. Морава). Овом кластеру припада највећи број анализираних мерних места. Локације су углавном у непосредној близини ушћа Јужне и Западне Мораве или према њему гравитирају. Карактеристично је да у случају В. Мораве, сва мерна места овог тока припадају првом кластеру. На дендрограму се највећа сличност у квалитету вода уочава између мерних станица Варварин, Маскаре, Љ. Мост, Јасика и Краљево. Ову област одликује густа насељеност, развијена индустрија и пољопривреда и интензивна експлоатација шљунка. Ту су смештени бројни градови и насеља: Варварин, Ћићевац, Краљево, Трстеник, Крушевац и др. Упоредјујући стање квалитета воде З. Мораве на профилима узводно и низводно од Краљева, може се извести закључак о значајном утицају загађења са подручја града Краљева на погоршање квалитета воде. Плодна долина Мораве пружа изузетне услове за развој пољопривреде. Такође, често се на самим обалама река налазе дивље депоније што, несумњиво, доприноси загађености воде. Обједињеним деловањем наведених извора загађења (градски колектори, септичке јаме, оцедне воде са

депонија и спирање пољопривредног земљишта) долази до опадања квалитета воде З. Мораве у овој области. Љубичевски мост је крајњи профил В. Мораве, смештен у непосредној близини градова Пожаревац, Велика Плана, Смедеревска Паланка.

У оквиру првог кластера велика повезаност присутна је и између мерних места Алексинац, Мојсиње и В. Хан. Прва два мерна места представљају крајње профиле на Ј. Морави. Багрдан и Трновче су локације на току В. Мораве. Узводно од овог мерног места у главни ток В. Мораве уливају се бројне притоке са изузетно лошим квалитетом вода, које се сврставају у IV степен. Међу овим притокама су Црница (низводно од Великог Поповца), Раваница (код Ћуприје) и Белица (низводно од фабрике каблова у Јагодини). Најзаступљеније индустријске делатности у овој области су: индустрија хемије и неметала, прехранбена, грађевинска индустрија, производња целулозе и папира, индустрија стакла и пића и др. Такође, развијена је пољопривреда (ратарство и сточарство), а присутне су и бројне дивље депоније. Интензивна пољопривредна производња и пратеће последице руралне средине доводе до наглог пораста загађења узводно од профила Грделица. Притоке Ј. Мораве на потезу од Грделице до Алексинца пролазе кроз бројна сеоска подручја, подручја са неуређеном канализационом мрежом и неуређеним системом за одлагање отпада сваке врсте, што додатно оптерећује полутантима главни ток Ј. Мораве. Иако је током последње деценије дошло до значајног смањења индустријских активности, утицај отпадних вода из производних погона још увек је значајан, јер пре испуштања у речне токове ове воде не подлежу никаквом третману. Мерном месту Владичин Хан претходи Ристовац у чијим је водама, претходном анализом, утврђено највеће присуство полутаната. Такође, између ова два мерна места лоцирана су индустријска постројења која испуштају своје отпадне воде директно у речни ток, без претходног третмана. Најзаступљеније индустријске делатности су: прерада воћа и поврћа, производња опекарских производа, производња намештаја, текстила, прерада млека и ферментација дувана. Велики утицај на загађеност воде код мерног места В. Хан има и Врањска река, у којој квалитет вода често достиже IV степен. Мерно место Трновче се у оквиру првог кластера издваја од осталих мерних места. До овог мерног места дотичу воде из притока: Лепеница низводно



од Крагујевца, Ресава од ресавских рудника, Велики Луг од Младеновца и Јасеница од њеног ушћа. Ове притоке са собом носе огромну количину индустријског и комуналног отпада. Према степену загађености, нарочито се може издвојити река Лепеница у чијим водама су детектовани чак и тешки метали и отрови разних врста. Уз целу обалу Лепенице лоцирана су бројна градска и сеоска насеља.

Кластер 2 чине следеће мерне станице: Гугаљски мост (З. Морава), Кратовска стена (З. Морава) и Грделица (Ј. Морава). Г. мост и К. стена представљају почетне профиле З. Мораве. У овој области смештени су бројни извори органског и неорганског загађења, као што су: насељена места, индустријски центри, развијена пољопривреда и експлоатација рудних богатстава. Упркос томе, квалитет ових вода се налази на нешто вишем нивоу, првенствено, због деловања природног фактора. Наиме, изражене су могућности воде за самопречишћавањем. Такође, велики асимилативни капацитет реке на овом потезу доприноси умањењу штетног утицаја полутаната. Грделица је смештена на Ј. Морави и смањење загађења постиже се, такође, самопречишћавањем реке, разблаживањем загађења и мањем приливу загађујућих материја.

Коначно, у кластер 3 сврстано је само мерно место Ристовац. Према претходној анализи приказаној у одељку 6.2.2, ово мерно место одликује највећа концентрација параметара који указују на присуство деловања антропогеног фактора, односно полутаната органског порекла ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$  и  $\text{BPK}_5$ ). Такође, прегледом табеле из прилога 1 у коме су приказани резултати дескриптивне статистике, може се потврдити убедљиво највећи степен загађености. На основу приказаних резултата, уочава се да су средње вредности свих анализираних параметара органског загађења највише на мерном месту Ристовац. На мерном месту Ристовац забележене су највише средње вредности следећих параметара: суспендоване материје, електропроводљивост, нитрати, укупан азот, ортофосфати, укупан фосфор, растворени силицијум, хлориди, сулфати и петодневна биолошка потрошња кисеоника. Овакво стање квалитета воде се огледа и кроз најмање присуство раствореног кисеоника. Такође, на мерној

станици Ристовац регистрована је највећа концентрација минералних компоненти и највиши степен тврдоће.

Наведено указује на изразит, негативан утицај антропогеног фактора на квалитет воде. С обзиром на то да Ристовац представља улазни профил на коме се Биначка Морава и Прешевска Моравица спајају и формирају Јужну Мораву, треба узети у обзир стање квалитета вода ових притока. Мерења се не изводе на току Прешевске Моравице, док се стање квалитета воде на Биначкој Морави одређује, једино, код места Бујановац. Прегледом извештаја РХМЗ-а за период од 2005. до 2012. године, утврђено је да мерења код Бујановца нису обављана од 2005. до 2008. године, док је проценом стања квалитета воде током 2009., 2010. и 2011. одређена III/IV класа квалитета воде. У годишњаку РХМЗ-а за 2012. годину није извршена класификација речних токова. Постојећи извештаји указују и на повремено присуство штетних и опасних материја као што су манган (Mn) и гвожђе (Fe) у водама узоркованим на мерним местима Бујановац и Ристовац. Овако лоше стање квалитета воде на мерном месту Ристовац може се објаснити утицајем загађења која долазе из притоке Биначка Моравица. Један од главних извора загађења воде код овог мерног места је градска депонија код Бујановца. Током водног периода Ј. Морава надлази, при чему повлачи смеће са ове депоније, што доводи до загушења на реци. У непосредној близини овог профила налази се и Фабрика целулозе и папира „ФОПА“. Из овог индустријског постројења у воду доспевају органске материје које су веома опасне по биоценозу у површинским водама. Дно реке се прекрива честицама целулозних материјала чија разградња захтева велике количине кисеоника. Ова фабрика се сматра највећим загађивачем површинских вода у Србији (Станисављевић и др., 2011, Такић et al., 2012).

Брига о квалитету воде код Бујановца званично је у надлежности РХМЗ Србије, односно Водопривреде Србије. Међутим, као последица етничких сукоба у овом региону, општина Бујановац је у великој мери ван контроле државних органа РС. Стога, надлежне инспекцијске службе немају могућност контроле испуштања отпадних вода и осталих негативних утицаја људских активности на квалитет воде у овој области. Порекло оволике количине органског загађења и

опасних и штетних материја у води може се тумачити као последица неадекватног мониторинга и неконтролисања утицаја људских активности.

На основу поређења средњих вредности параметара квалитета вода за сваки дефинисан регион речног система Морава (Табела 14), добијени кластери се могу класификовати на следећи начин: кластер 1 одговара средњем степену загађености (SZ), мерним местима из кластера 2 се може доделити ниска загађеност (NZ), док је трећи кластер означен као кластер високе загађености (VZ).

Табела 14. Средње вредности анализираних показатеља квалитета воде у просторним кластерима

Параметар	Просторни кластер		
	“SZ”	“NZ”	“VZ”
T	13,07	12,74	12,98
SM	39,05	30,4	55,47
RK	10,81	10,71	9,45
CaCO <sub>3</sub>	208,49	193,6	269,81
pH	8,14	8,19	7,81
EP	414,28	377	589,79
NO <sub>3</sub>	1,48	1,46	1,96
N	2,27	2,12	3,25
PO <sub>4</sub>	0,12	0,09	0,2
P	0,22	0,17	0,41
SiO <sub>2</sub>	9,74	10,19	14,59
Na <sup>+</sup>	14,67	10,65	34,23
K <sup>+</sup>	2,88	2,29	7,71
Ca <sup>2+</sup>	56,28	53,65	70,87
Mg <sup>2+</sup>	18,11	15,71	22
Cl <sup>-</sup>	13,59	11,6	24,01
SO <sub>4</sub>	35,11	25,55	48,75
BPK <sub>5</sub>	2,42	2,86	3,19

Кластер анализом, као једном од мултиваријационих статистичких техника, могуће је утврдити просторне обрасце квалитета воде. У овом случају су овом техником издвојене три групе мерних станица. У циљу препознавања

најугроженијих регија и стварања могућности за благовремену реакцију спречавања загађења, ови кластери су, на основу добијених средњих вредности параметара и SWQI индекса приказаних у одељку 6.3.2., подељени према степену загађености вода. Тиме је доказана *Хипотеза H<sub>2</sub>*.

#### 6.4.2. Структура података и дефинисање најважнијих извора загађења у оквиру просторних кластера

На основу добијених резултата просторне кластер анализе, извршена је анализа главних компоненти и факторска анализа (PCA/FA). Коришћене су, при томе, нормализоване вредности сета података (18 параметара). Овој анализи подвргнут је сваки од три региона добијена кластеризацијом (VZ, SZ и NZ). У настојању да се издвоје најзначајнији показатељи квалитета и упореде саставни обрасци посматраних узорака воде између кластера, анализирана је свака група мерних станица појединачно.

Како би се утврдила подобност података за PCA/FA, спроведени су *Bartlett's sphericity* и *Kaiser – Mayer – Olkin (KMO)* тестови (Varol i Şen, 2009). Висока вредност КМО мере подобности (близу 1) указује да је PCA/FA примењива на том скупу података. У овом истраживању КМО износи 0,775, што потврђује валидност добијених резултата PCA/FA анализе. Даље, *Bartlett's sphericity* тестом добијен је ниво значајности једнак нули (мање од 0,05) што, такође, указује на постојање значајне повезаности између варијабли.

PCA анализом три групе података екстраховано је: шест главних компоненти (PC) за NZ и VZ групу локација, као и четири PC за групу SZ, са сопственим вредностима већим од један (*Eigenvalues > 1*). Ове главне компоненте објашњавају 72,39% (NZ локалитети), 63,92% (SZ локалитети) и 78,24% (VZ локалитети) укупне варијансе сваког скупа података о квалитету вода. Класификација факторског оптерећења (*factor loadings*) може се извршити на следећи начин: „јак“ – за вредности веће од 0,75, „средње“ – за вредности између 0,75 и 0,50 и „слабо“ – за вредности од 0,50 до 0,30 (Liu et al., 2003). У вези са тим, оптерећеност варијабли и укупна варијанса за сваку област приказани су у табелама 15, 16 и 17. Такође, у табелама су означена јака и средња факторска оптерећења.

Табела 15. Оптерећења експерименталних варијабли (18) на главне компоненте скупа података за локације ниске загађености

	VF1	VF2	VF3	VF4	VF5	VF6
T			<b>0,755</b>			
SM				<b>0,793</b>		
RK			<b>-0,831</b>			
CaCO <sub>3</sub>		<b>0,798</b>				
pH		<u>0,509</u>				
EP		<u>0,687</u>				
NO <sub>3</sub>					<u>0,683</u>	
N					<u>0,717</u>	
PO <sub>4</sub>	<u>0,624</u>					
P				<u>0,668</u>		
SiO <sub>2</sub>				<u>0,501</u>		
Na	<b>0,836</b>					
K	<b>0,862</b>					
Ca						
Mg		<u>0,682</u>				
Cl <sup>-</sup>	<u>0,623</u>					
SO <sub>4</sub>	<b>0,805</b>					
BPK <sub>5</sub>						<b>0,904</b>
Eigenvalue	3,84	2,56	2,02	1,78	1,62	1,20
% Укупна варијанса	21,35	14,20	11,22	9,91	9,02	6,69
Кумулативни % варијансе	21,35	35,55	46,77	56,68	65,70	72,39

\* Затамњене и подвучене вредности указују на јака и средња оптерећења, респективно

Табела 16. Оптерећења експерименталних варијабли (18) на главне компоненте скупа података за локације средње загађености

	VF1	VF2	VF3	VF4	VF5
T			<b>0,914</b>		
SM				<b>0,778</b>	
RK			<b>-0,837</b>		
CaCO <sub>3</sub>	<b>0,871</b>				
pH					
EP	<b>0,885</b>				
NO <sub>3</sub>		<b>0,842</b>			
N		<u>0,626</u>			
PO <sub>4</sub>	<u>0,746</u>				
P				<b>0,780</b>	
SiO <sub>2</sub>					
Na	<b>0,791</b>				
K	<u>0,669</u>				
Ca	<b>0,760</b>				
Mg	<u>0,720</u>				
Cl <sup>-</sup>	<u>0,724</u>				
SO <sub>4</sub>					
BPK <sub>5</sub>					
Eigenvalue	5,71	1,97	1,92	1,90	
% Укупна варијанса	31,74	10,95	10,65	10,58	
Кумулативни % варијансе	31,74	42,69	53,34	63,92	

\* Затамњене и подвучене вредности указују на јака и средња оптерећења, респективно

Табела 17. Оптерећења експерименталних варијабли (18) на главне компоненте скупа података за локације високе загађености

	VF1	VF2	VF3	VF4	VF5	VF6
T			<b>-0,886</b>			
SM		<b>0,929</b>				
RK			<b>0,842</b>			
CaCO <sub>3</sub>	<u>0,702</u>					
pH				<b>0,795</b>		
EP				<u>0,555</u>		
NO <sub>3</sub>			<u>0,569</u>			<u>0,537</u>
N		<b>0,798</b>				
PO <sub>4</sub>	<b>0,849</b>					
P		<b>0,932</b>				
SiO <sub>2</sub>						<b>0,772</b>
Na				<b>0,757</b>		
K	<u>0,726</u>					
Ca	<u>0,635</u>					
Mg					<b>0,929</b>	
Cl <sup>-</sup>	<u>0,526</u>					
SO <sub>4</sub>		<u>0,538</u>				
BPK <sub>5</sub>						<u>-0,718</u>
Eigenvalue	3,05	2,78	2,57	2,20	1,79	1,69
% Укупна варијанса	16,95	15,46	14,28	12,24	9,92	9,39
Кумулативни % варијансе	16,95	32,41	46,69	58,93	68,85	78,24

\* Затамњене и подвучене вредности указују на јака и средња оптерећења, респективно

У скупу података који се односи на локалитете ниске загађености, први од шест издвојених варијатора објашњава 21,35% укупне варијансе. Овај VF карактерише јако позитивно оптерећење калијума (0,862), натријума (0,836) и сулфата (0,805), као и средње позитивно оптерећење ортофосфата (0,624) и хлорида (0,623). На основу тога се овај варијатор може сматрати минералном компонентом речних вода која води порекло од природних извора, односно растварања кречњака и гипса из земљишта. Истовремено, може се уочити и утицај антропогеног фактора приказаног кроз деловање пољопривредних активности и примене ђубрива минералног порекла. VF2 објашњава 14,20% укупне варијансе и има јако позитивно оптерећење на укупну тврдоћу (0,798) и средње позитивно оптерећење на електропроводљивост (0,687), магнезијум (0,682) и рН вредност (0,509) што, такође, указује на присуство минерала у хемијском саставу воде. VF3 објашњава 11,22% укупне варијансе. Овај варијатор одликује јако позитивно оптерећење температуре воде (0,755) и јако негативно оптерећење раствореног кисеоника ( - 0,831), што може бити приписано сезонским променама. Инверзан однос температуре воде и раствореног кисеоника је природан процес, јер се у

топлијој води брже раствара кисеоник, што доводи до смањења вредности овог параметра. VF4 објашњава 9,91% укупне варијансе, а одликује га јако позитивно оптерећење суспендованих материја (0,793) и средње позитивно оптерећење укупног фосфора (0,668) и силиката (0,501). На основу оваквих резултата може се извести закључак да је квалитет воде, у овом случају, под утицајем разлагања стена и минерала. Отуда се и овом варијактору може приписати природно порекло. Антропогени утицај приказан кроз тачкасте и дифузне изворе загађења представљен је кроз VF5. Овај фактор представља 9,02% укупне варијансе и има средње позитивно оптерећење укупног азота (0,717) и нитрата (0,683). То се јавља као последица директног испуштања индустријских и комуналних отпадних вода у речне токове, али и интензивног коришћења ђубрива у пољопривредним активностима у овој области. Јако позитивно оптерећење петодневне биолошке потрошње кисеоника (0,904) типично је за VF6, који сачињава 6,69% укупне варијансе. Доминантан утицај на оптерећење биоразградивим органским загађењем Западне и Јужне Мораве имају њихове притоке.

За скуп података повезаних са локалитетима средње загађености, од укупно четири издвојена, значајна, варијактора, VF1 чини 31,74% укупне варијансе, има јако позитивно оптерећење електропроводљивости (0,885), укупне тврдоће (0,871), натријума (0,791) и калцијума (0,760) и средње позитивно оптерећење ортофосфата (0,746), хлорида (0,724), магнезијума (0,720) и калијума (0,669). Фактор у коме доминирају хидро-геохемијске варијабле ( $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  и  $\text{Na}^+$ ) обично воде порекло од минерализације геолошких компоненти земљишта. Ово се посматра као резултат процеса размене катјона при додиру земљишта и воде (Guo i Wang, 2004) и растварања кречњачког земљишта карактеристичног за ову област. Други варијактор објашњава 10,95% укупне варијансе и има јако позитивно оптерећење нитрата (0,842) и средње позитивно оптерећење укупног азота (0,626). Загађење воде азотом на овим профилима последица је бројних и различитих извора, претежно, антропогеног порекла (пољопривредна домаћинства, сточарске фарме, нерегулисан канализациони систем, постројења за производњу млека и меса, већа насеља и градови и др). Сезонски утицај температуре приказан је у VF3, који у укупној варијанси суделује са 10,65%. Препознаје се јако позитивно оптерећење температуре воде (0,914) и

јако негативно оптерећење раствореног кисеоника (- 0,837). VF4 чини 10,58% укупне варијансе и одликује га јако позитивно оптерећење укупног фосфора (0,780) и суспендованих материја (0,778). Примена фелтиризатора и стајског ђубрива доприноси високом нивоу фосфора у земљишту. Ерозија до које долази током влажног периода, резултује присуством суспендованих честица у води са адсорбованим фосфором.

Најзад, за скуп података који представља квалитет воде у групи високе загађености, екстраховано је шест варифактора. VF1 чини 16,95% укупне варијансе и одликује се јаким позитивним оптерећењем ортофосфата (0,849) и средњим позитивним оптерећењем калијума (0,726), укупне тврдоће (0,702), калцијума (0,635) и хлорида (0,526). Овај фактор представља комбинацију антропогених и природних извора загађења. Присуство ортофосфата може бити узроковано човековим, животињским и индустријским отпадом који се испушта директно у речне токове, али и природним условима. Тврдоћа воде је последица геолошког састава и кречњачког састава земљишта ове области. VF2 одређује 15,46% укупне варијансе, има јако позитивно оптерећење укупног фосфора (0,932), суспендованих материја (0,929) и укупног азота (0,798), као и средње позитивно оптерећење сулфата (0,538). Овај варифактор је очигледан пример антропогеног утицаја, којим се вода загађује нутријентима и органским отпадом из тачкастих (урбани и индустријски отпад) и дифузних (пољопривредни отпад) извора. Трећи варифактор (14,28% укупне варијансе) има јако негативно оптерећење температуре (- 0,886) и јако позитивно оптерећење раствореног кисеоника (0,842), као и средње позитивно оптерећење нитрата (0,569). Отуда се овај варифактор може протумачити као утицај полутаната органског порекла, чије присуство доприноси порасту температуре и смањењу раствореног кисеоника. VF4 (12,24% укупне варијансе) има јако позитивно оптерећење рН вредности (0,795) и натријума (0,757) и средње позитивно оптерећење електропроводљивости (0,555). У овом фактору се огледа утицај минералних соли на хемијска својства воде. Пети варифактор, који одређује 9,92% укупне варијансе, има јако позитивно оптерећење магнезијума (0,929) и, такође, може бити објашњено минералном компонентом. На крају, VF6 (9,39% укупне варијансе) одликује јако позитивно оптерећење силиката (0,772), средње



позитивно оптерећење нитрата (0,537) и средње негативно оптерећење биолошке потрошње кисеоника (- 0,718). Овај фактор представља загађење органског порекла насталог од испуштања индустријских отпадних вода.

На основу добијених резултата може се потврдити *хипотеза H<sub>3</sub>*, којом се претпоставља могућност идентификовања порекла доминирајућих фактора у оквиру просторних кластера, а на основу одабраних физичко-хемијских параметара. Анализом се може истаћи да су доминирајући параметри, који утичу на структуру квалитета воде у оквиру сваког просторног кластера, повезани са минералном компонентом и температуром воде (природни фактор), али и нутријентима и органским материјама пореклом из тачкастих и дифузних извора загађења (антропогени фактор).

#### 6.4.3. Утврђивање показатеља квалитета воде најзначајнијих за просторно диференцирање

Ради дефинисања показатеља квалитета воде који показују највећу повезаност са добијеним просторним кластерима, примењена је корелациона матрица са Спирмановим (*Spearman's*) коефицијентом корелације, R. Овако извршеном корелационом анализом дошло се до закључка да постоји статистичка значајност ( $p < 0,05$ ) између већине посматраних параметара и група мерних станица (CaCO<sub>3</sub>, рН, ЕР, PO<sub>4</sub>, P, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub> и BPK<sub>5</sub>). Параметри код којих није препозната статистичка значајност су: T, SM, RK, NO<sub>3</sub>, N и SiO<sub>2</sub>).

У циљу препознавања параметара најзаслужнијих за просторно диференцирање, у наставку истраживања је примењена дискриминациона анализа. Анализа овог типа се најчешће користи како би се поставио модел помоћу кога се може предвидети којој групи припада одређени случај. Параметри који су узети у разматрање приликом ове анализе су они код којих је утврђена највећа корелација са групама мерних станица. На тај начин је креиран и примењен сет сирових података сачињен од осмогодишњих мерења 12 показатеља квалитета воде на мерним местима дуж главних токова Мораве. За постављање дискриминационих функција примењен је стандардни, *forward stepwise* и *backward stepwise* метод. *Forward stepwise* методом модел дискриминације се поставља корак по корак. При сваком кораку се врши преглед

свих варијабли и вреднују оне које су дискриминишуће. У следећем кораку се анализирају само те варијабле. Уколико се жели направити корак назад, користи се *Backward stepwise* метода. На тај начин се елиминишу променљиве које најмање доприносе предвиђању те, као резултат успешне дискриминационе функције, остају варијабле које имају највећи утицај на поделу по групама. При овој анализи су просторни кластери (NZ, SZ и VZ) означени су као зависне варијабле, док су независне варијабле чинили посматрани параметри. У табелама 18 и 19, представљене су дискриминационе функције и класификационе матрице, добијене као резултат стандардне, *forward i backward stepwise* методе просторне DA. Валидност сваке дискриминационе функције извршена је помоћу Вилкинсовог ламбда (*Wilk's lambda*) теста. Том приликом су добијене релативно ниске вредности овог коефицијента за поменуте методе (0,404, 0,405 и 0,456, респективно), што говори у прилог томе да је просторна DA у овом истраживању валидна и ефективна (Zhang i dr., 2011). Добијени резултати потврђују хипотезу  $H_4$ , која гласи: „*Могуће је идентификовати физичко-хемијске показатеље квалитета воде најзначајније за извршено просторно диференцирање*“.

Стандардним моделом, примењеним на 12 анализираних параметара, конструисане су дискриминационе функције – DFs (Табела 19), којима је додељено приближно 82,6% тачно додељених случајева (Табела 18). У наредном кораку, помоћу *forward stepwise* модалитета дискриминационе анализе, од почетних 12 укључено је 11 показатеља квалитета вода (Табела 19), са пропорцијом поготка од 83,2% (Табела 18). *Backward stepwise* модалитетом добијене су класификационе матрице са 78,9% исправно класификованих случајева и четири дискриминациона параметра (Табеле 18 и 19). Према томе, може се констатовати да је просторна DA довела до значајне редукције података.

Табела 18. Дискриминациона матрица за просторну DA

Област мониторинга	% Тачности	Области подвргнути DA		
		NZ	SZ	VZ
<b>Standard DA mode</b>				
NZ	94,8	325	14	4
SZ	40,7	48	33	0
VZ	60,9	9	0	14
Укупно	82,6	242	40	17
<b>Forward stepwise DA mode</b>				
NZ	94,8	325	14	4
SZ	40,7	48	33	0
VZ	60,9	9	0	14
Укупно	83,2	382	47	18
<b>Backward stepwise DA mode</b>				
NZ	94,0	328	16	5
SZ	20,7	65	17	0
VZ	60,0	10	0	15
Укупно	78,9	403	33	20

Табела 19. Дискриминационе функције и њихови коефицијенти за просторну DA

Параметар	Standard mode			Forward stepwise mode			Backward stepwise mode		
	NZ p=,7673	SZ p=,1812	VZ p=,0514	NZ p=,7673	SZ p=,1812	VZ p=,0516	NZ p=,7673	SZ p=,1812	VZ p=,0514
CaCO <sub>3</sub>	-0,001	-0,002	0,015						
pH	99,613	99,544	93,668	99,612	99,540	93,700	90,606	90,487	84,566
EP	-0,128	-0,141	-0,087	-0,128	-0,142	-0,085	-0,017	-0,030	0,015
PO <sub>4</sub>	54,273	55,034	40,022	54,240	54,953	40,589			
P	51,644	49,960	57,150	51,654	49,984	56,983			
Na	0,202	0,213	0,297	0,202	0,213	0,299			
K	0,021	-0,057	1,122	0,021	-0,057	1,125	1,243	1,185	2,305
Ca	0,531	0,555	0,408	0,530	0,551	0,433			
Mg	0,547	0,458	0,441	0,545	0,452	0,481			
Cl <sup>-</sup>	0,313	0,360	0,255	0,313	0,360	0,253			
SO <sub>4</sub>	-0,028	-0,047	-0,040	-0,065	-0,086	-0,065			
БПК <sub>5</sub>	4,027	4,804	4,020	2,701	3,260	2,956	3,744	4,509	3,873
Константа	-419,78	-416,94	-396,95	-419,78	-416,94	-397,00	-376,51	-373,86	-354,19

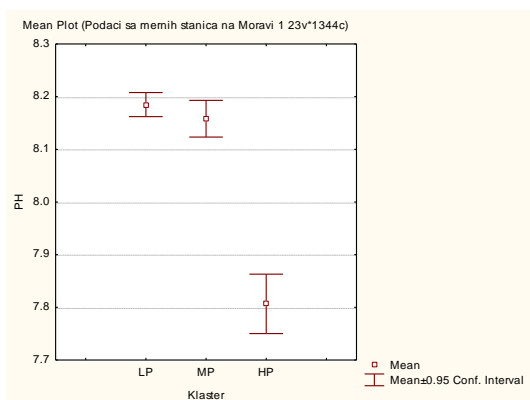
Дискриминациона анализа указала је на то да постоје четири најзначајније разлике на основу којих је извршена подела мерних станица (NZ, SZ и VZ). Оне су приказане кроз: рН вредност, електропроводљивост, калијум и петодневну биолошку потрошњу кисеоника. Степен електропроводљивости, а самим тим и рН вредност, условљени су присуством и концентрацијом јона натријума,

калијума и хлорида. На основу тога, могло би се закључити да степен минерализације воде, између осталог, одређује добијену просторну поделу. Такође, као значајан параметар у овом случају, истиче се и БПК<sub>5</sub>. Петодневна биолошка потрошња кисеоника је један од главних показатеља степена загађености површинских вода. С обзиром на то да овом анализом нутријенти нису препознати као дискриминишући фактор, наглашеност БПК<sub>5</sub> може водити порекло од биолошких показатеља квалитета вода од којих ниједан није узет у разматрање приликом овог истраживања. Истраживањем није обухваћен ниједан тешки метал, што, такође, значајно може утицати на количину ВРК<sub>5</sub>.

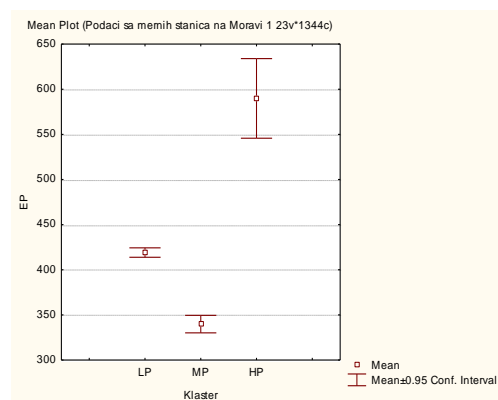
#### 6.4.4. Кретање дискриминишућих фактора у зависности од мерних станица

Графички приказ кретања параметара издвојених *backward stepwise* дискриминационом анализом, а у зависности од мерне станице, представља покушај евалуације просторних образаца промене квалитета вода (Слика 23).

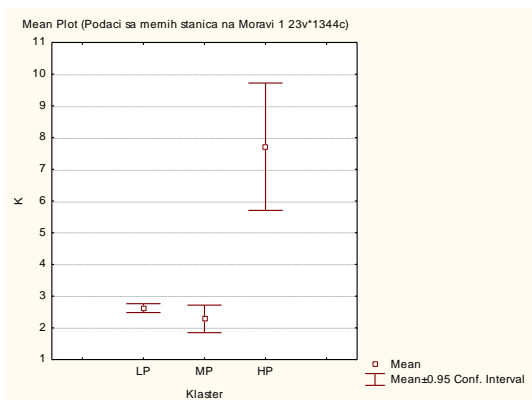
а)



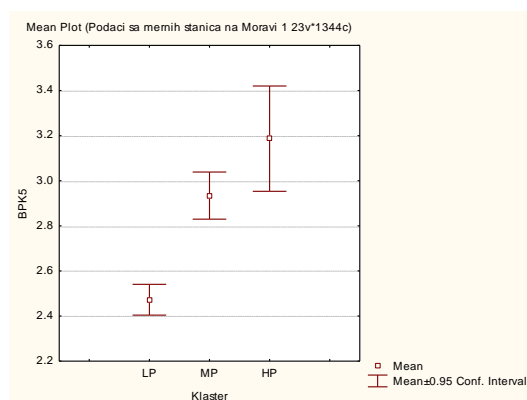
б)



В)



Г)



Слика 23: Просторне промене а) рН б) ЕР в) К и г) ВРК<sub>5</sub>

На слици 23а приказан је износ просечне рН вредности за сваки кластер појединачно. Оптималан опсег вредности овог параметра креће се у границама од 6,5 до 8,5. Отуда се може закључити да је квалитет воде у овим кластерима на задовољавајућем нивоу. Ипак, најнижа рН вредност уочава се на мерном месту Ристовац које представља кластер највишег степена загађености. С обзиром на то да је овде истакнут утицај антропогеног фактора који доводи до повећања киселости воде, неутрална рН вредност се може објаснити саставом околног земљишта. Наиме, геолошки састав у сливу Биначке Мораве веома је разноврстан и чине га, претежно, шкриљци, гранит, андезит и кречњаци. Калцијум карбонат и остали бикарбонати могу, у комбинацији са јонима хидрогена и хидроксила, допринети неутралној рН вредности воде. Када су карбонатни минерали присутни у земљишту, алкалитет воде опада одржавајући скоро неутралну рН вредност воде, иако су додате киселине или базе (Allan, 1994: 35). Са друге стране, рН вредности у кластерима средњег и нижег степена загађености, крећу се између 8,1 и 8,2. Главни узрочник повећане вредности овог параметра су тачкасти извори загађења, који се огледају у испуштању отпадних вода у којима доминирају ортофосфати. Незнатно већа рН вредност уочена је код кластера ниже загађености, што се може објаснити слабијом могућношћу пуферовања (регулisaња киселости) околног земљишта.

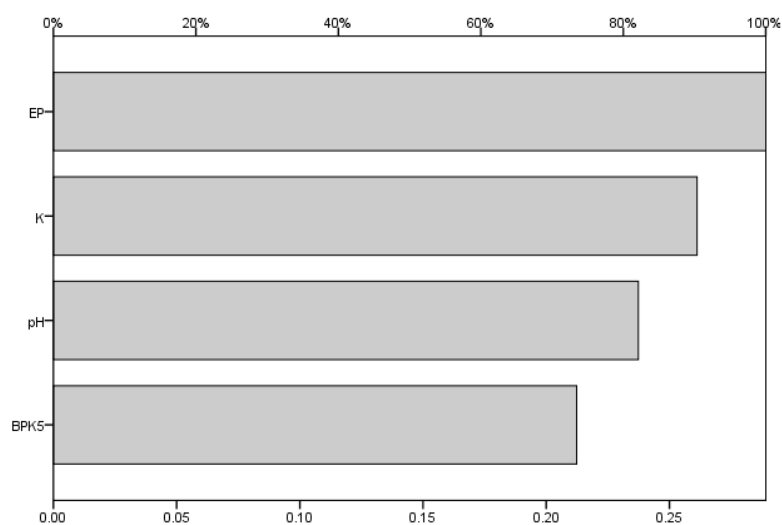
Даље, слика 23б представља ниво електропроводљивости воде у екстрахованим групама мерних места. На виши ниво електропроводљивости утичу природни (температура и протицај воде) и антропогени фактори. Виша температура воде и нижи протицај повећавају степен електропроводљивости. На основу податка о просечној температури воде приказаној у табели 5, може се потврдити повезаност овог параметра са добијеним кластерима. У кластеру SZ налазе се мерне станице које гравитирају око ушћа Јужне и Западне Мораве. Самим тим, оне имају већи протицај него станице у кластеру NZ. Узевши у обзир наведено, већа електропроводљивост воде у кластеру NZ у односу на кластер SZ, последица је деловања природног фактора. Са друге стране, далеко виши степен електропроводљивости на мерном месту Ристовац може се објаснити утицајем људских активности и бројних извора загађења.

Количина калијума у води је, претежно, природни фактор и указује на степен минерализације воде. Калијум углавном води порекло од околних геолошких формација. Међутим, повећано присуство калијума у води може се приписати и деловању антропогеног фактора, нарочито у пределима развијене пољопривреде (употребом вештачког ђубрива) или директним испуштањем комуналних вода. Количина калијума у површинским водама се обично креће између 2 и 3 mg/l, док је горња гранична вредност 10 mg/L (Hydrology Project, 1999). Проучавајући добијене податке, уочава се да је количина јона калијума ( $K^+$ ) оптимална у NZ и SZ, док је у кластеру VZ просечни износ овог параметра 7,71 mg/l (Слика 23в). С обзиром на високу концентрацију нутријената и орто-фосфата на мерном месту Ристовац, повећано присуство калијума у води може се приписати и последицама неадекватних пољопривредних активности и сточарства (Yang i dr., 2012).

Биолошка потрошња кисеоника ( $BPK_5$ ) се сматра најпоузданијим показатељем степена загађености вода. Са слике 23г може се уочити да се ниво овог параметра поклапа са поменутом класификацијом добијених просторних кластера на ниско, средње и високо загађене.

#### 6.4.5. Удео дискриминишућих фактора у креирању просторног обрасца

С обзиром на то да су помоћу DA дефинисани параметри са највећим утицајем на просторно диференцирање, методом вештачких неуронских мрежа (ANN) извршен је покушај одређивања удела сваког од њих у поменутој диференцијацији. При томе је примењена MLP (*Multilayer Perceptron*) процедура, у којој су дискриминишући параметри одређени као улазне (независне) варијабле, а просторни кластер је представљао излазну (зависну) варијаблу.



Слика 24. Степен удела дискриминишућих параметара у просторном обрасцу

На слици 24 може се уочити да највећи утицај на креирање просторних кластера има електропроводљивост, затим калијум, рН вредност, док је петодневна биолошка потрошња кисеоника параметар најмањег удела.

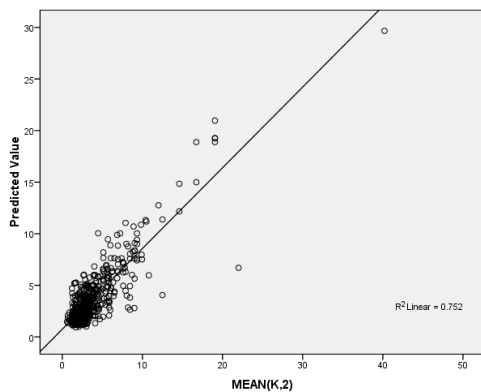
#### 6.4.6. Предикција кретања дискриминишућих фактора

С обзиром на то да су дефинисани дискриминишући фактори, у будућности је потребно тежити повећању прецизности мерења ових параметара, да би се могле јасно предвидети њихове промене (Девић и др., 2014). У циљу испитивања могућности предвиђања кретања ових параметара на основу постојећих мерења, примењена је ANN метода са *Multilayer* процедуром (MLP). Помоћу MLP процедуре може се одредити најприближнија мерна функција између улазних и излазних вектора, одабиром одговарајућег скупа повезаних

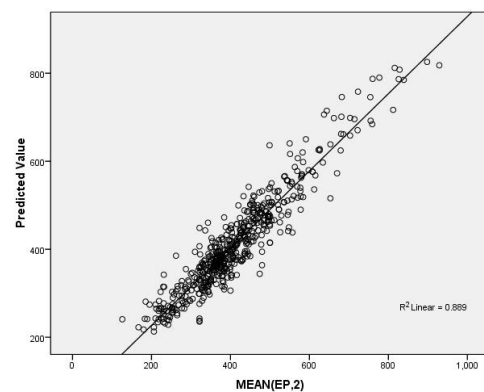
тежинских фактора и функција преноса (Gardner i dr., 1998). У овом истраживању независне варијабле чинили су сви анализирани параметри квалитета воде, док је дискриминишући фактор представљао зависну варијаблу. Такође, скуп података је првобитно ограничен на посматрани просторни кластер. Добијене неуронске мреже састављене су од три слоја: улазног, скривеног и излазног. Прикладан број неурона у скривеном слоју одређен је након тренирања и тестирања неколико мрежа. Овај процес је неопходан с обзиром на то да премали број неурона у скривеном слоју може изазвати велике грешке приликом фаза тренирања и тестирања, што произилази из нефитовања и статистичке грешке. Истовремено, превише неурона у скривеном слоју може проузроковати малу грешку приликом тренирања, а велику приликом тестирања као последица префитовања и високе варијансе. У овом истраживању коришћен је итеративни приступ у циљу одређивања оптималног броја неурона у скривеном слоју.

Могућност предикције дискриминишућих фактора у оквиру првог просторног кластера, кластера средње загађености, приказана је на слици 25. Током фазе тестирања, добијене су следеће вредности коефицијената детерминације ( $R^2$ ) за калијум, електропроводљивост, рН и петодневну биолошку потрошњу кисеоника: 0,752, 0,889, 0,438 и 0,353, респективно. Могућност предикције вредности К и ЕР је велика, на шта указују високе вредности  $R^2$ . С друге стране, вредности  $R^2$  за параметре рН и ВРК<sub>5</sub> упућују на то да се применом ANN методе не могу поуздано предвидети њихове промене.

а)

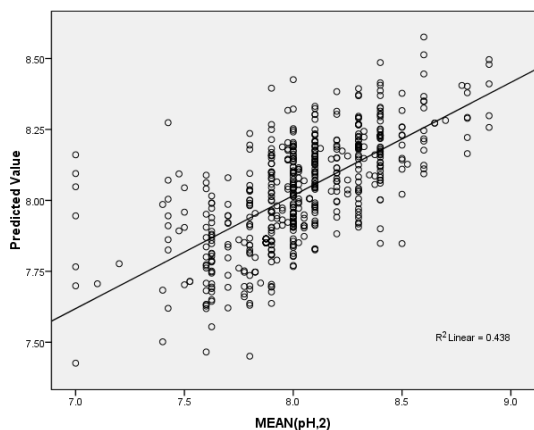


б)

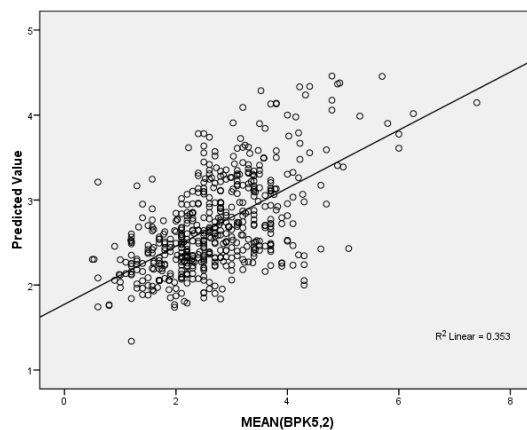




В)



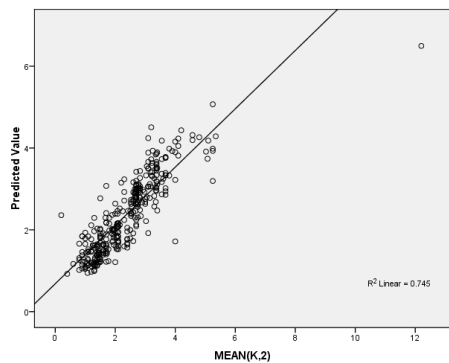
Г)



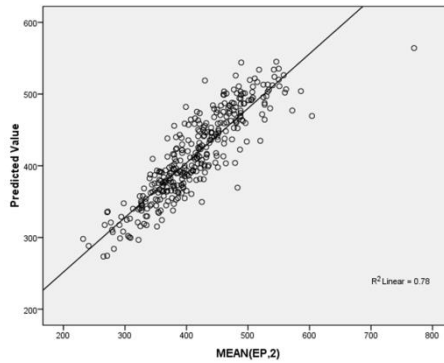
Слика 25. Поређење израчунатих и измерених вредности коришћењем неуронских мрежа за предикцију дискриминишућих фактора у оквиру првог просторног кластера

Анализом могућности предвиђања промена калијума у оквиру другог просторног кластера (ниска загађеност), добијен је  $R^2 = 0,745$  (Слика 26а). За електропроводљивост израчуната је вредност  $R^2$  у износу од 0,78 (Слика 26б). Што се тиче рН и ВРК<sub>5</sub>, добијене су нешто ниже вредности: 0,62 и 0,528, респективно (Слика 26 в и г).

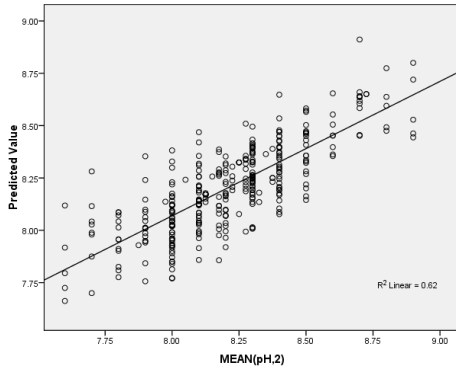
а)



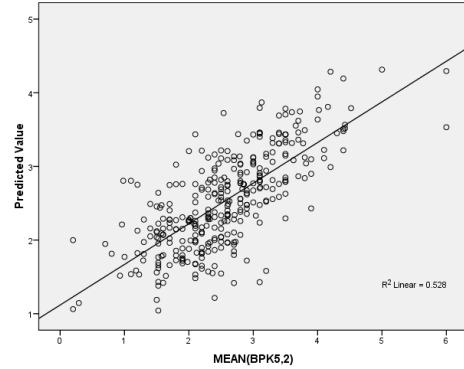
б)



В)



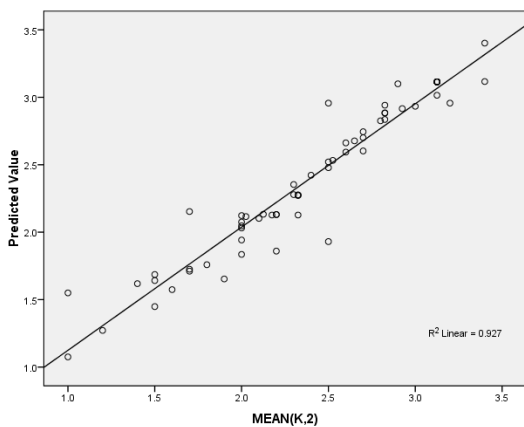
Г)



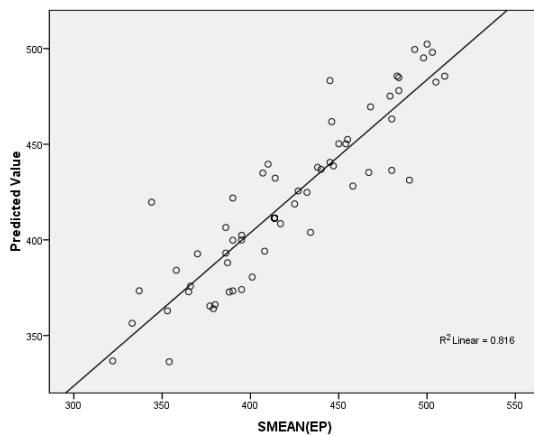
Слика 26. Поређење израчунатих и измерених вредности коришћењем неуронских мрежа за предикцију дискриминишућих фактора у оквиру другог просторног кластера

Израчунавањем коефицијената детерминације у оквиру трећег кластера, добијене су високе вредности за сваки дискриминишући параметар (Слика 27). С обзиром на то да трећи кластер представља само једно мерно место, може се рећи да су ови резултати, делимично, очекивани.

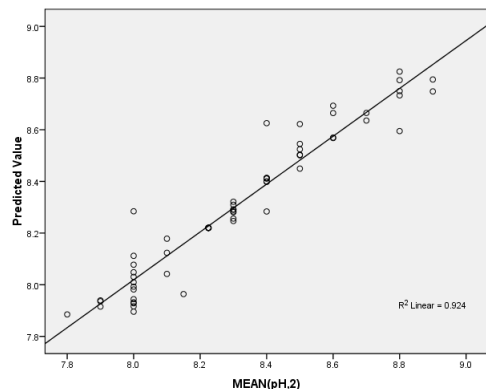
а)



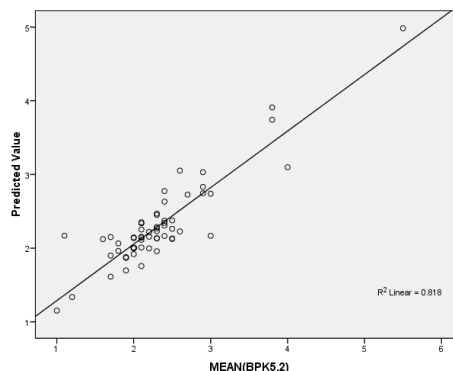
б)



в)



г)



Слика 27. Поређење израчунатих и измерених вредности коришћењем неуронских мрежа за предикцију дискриминишућих фактора у оквиру трећег кластера

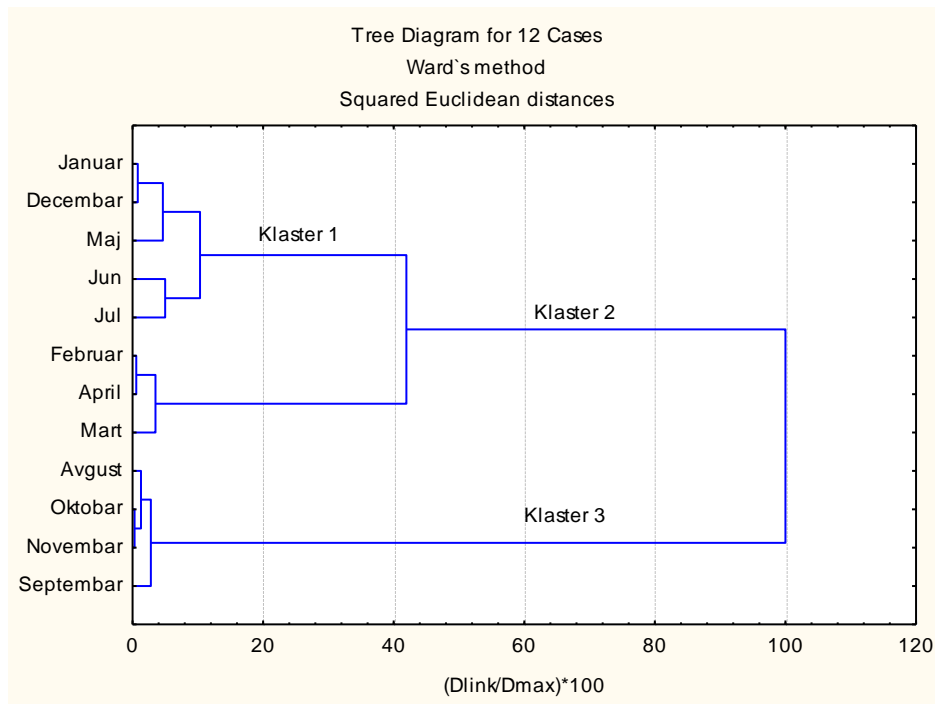
Добијене, релативно високе, вредности коефицијената детерминације потврђују хипотезу  $H_5$ , којом се претпоставља корисност примене ANN методе у предикцији промена у оквиру добијене просторне кластеризације.

## 6.5. РЕДУКЦИЈА СЕТА ПОДАТАКА НА ОСНОВУ ВРЕМЕНСКИХ ВАРИЈАЦИЈА

### 6.5.1. Груписање периода мониторинга на основу заједничких карактеристика квалитета воде

Ради утврђивања корелације промена анализираних параметара и годишњих доба, употребљен је Спирманов (*Spearman's*) коефицијент корелације - R. На самом почетку, а на основу припадајућих месеци, извршено је креирање варијабле „годишње доба“. Тако је извршена подела на пролеће (март, април, мај), лето (јун, јул, август), јесен (септембар, октобар, новембар) и зиму (децембар, јануар, фебруар). На крају, испитивана је повезаност ове нумеричке варијабле са сваким параметром појединачно. Испитивање је показало да повезаност са сменом годишњих доба постоји код параметара: T (R = - 0,449), SM (R = - 0,272), РК (R = 0,298), CaCO<sub>3</sub> (R = 0,189), EP (R = 0,129), N (R = 0,156), PO<sub>4</sub> (R = 0,135), Na (R = 0,245), K (R = 0,123), Ca (R = 0,142), Mg (R = 0,163), Cl<sup>-</sup> (R = 0,206) и SO<sub>4</sub>

( $R = 0,136$ ). Повезаност није уочена код параметара:  $\text{NO}_3$ , P,  $\text{SiO}_2$  и  $\text{BPK}_5$ , у којима се огледа утицај антропогеног фактора на квалитет воде. С обзиром на то да су коефицијенти корелације ниски, јавила се потреба за временским груписањем које би било независно од поделе на годишња доба. Због тога је примењена кластер анализа у којој су улазне параметре чинили месеци мониторинга квалитета вода. Овако спроведеним временским кластирањем, препознате су три групе периода мониторинга (Слика 28).



Слика 28: Дендрограм добијен временском кластер анализом

На основу приказаног дендрограма могуће је утврдити постојање три групе периода мониторинга. Кластер 1 чине следећи месеци: јануар, децембар, мај, јун и јул. Кластером 2 обухваћени су фебруар, април и март, док кластер 3 чине август, октобар, новембар и септембар. Добијено груписање се може повезати са поделом према режимским карактеристикама протицаја вода посматраних река (Јужна, Западна и Велика Морава). Изражена неравномерност водног режима сливова Поморавља се манифестује вишеводним периодима бујичног типа и дугим периодима малих вода (Вељковић и др., 2012). У основи, постоји маловодни (јун – децембар) и вишеводни (јануар – мај) период. Поређењем добијених кластера и поменутих периода, кластер 1 означен је као група прелазних месеци између

маловодног (децембар, јун и јул) и вишеводног (јануар и мај) режима. У кластеру 2 налазе се месеци од којих сваки припада вишеводном периоду, док је трећи кластер сачињен искључиво од месеци маловодног периода. Овако дефинисани кластери означени су на следећи начин: кластер 1 – прелазни период (*PP*), кластер 2 – вишеводни период (*VP*) и кластер 3 – маловодни период (*MP*). Резултатима извршене временске кластеризације може се потврдити *хипотеза H<sub>6</sub>*, којом се претпоставља да се на основу одабраних физичко-хемијских показатеља, могу издвојити периоди различитог степена загађености, чиме би се редуковао сет полазних података.

#### 6.5.2. Структура података и дефинисање најважнијих извора загађења у оквиру временских кластера

На основу добијених резултата временске кластер анализе, спроведена је анализа главних компоненти и факторска анализа (*PCA/FA*). При томе су коришћене нормализоване вредности сета података (18 параметара). Овој анализи подвргнут је сваки од три периода мониторинга добијена кластеризацијом (*PP*, *VP* и *MP*). Како би се издвојили најзначајнији показатељи квалитета и упоредили обрасци хемијског састава посматраних узорака воде између кластера, анализиран је сваки период мониторинга појединачно.

У настојању да се утврди подобност података за *PCA/FA*, спроведени су *Bartlett's sphericity* и *Kaiser–Mayer–Olkin (KMO)* тестови (Varol i Şen, 2009). Висока вредност *KMO* мере подобности (близу 1) указује на то да се *PCA/FA* може применити на одређеном скупу података. У овом истраживању *KMO* износи 0,654, 0,623 и 0,815, за временски кластер 1, 2 и 3 респективно, што потврђује валидност добијених резултата *PCA/FA* анализе. Даље, *Bartlett's sphericity* тестом добијен је ниво значајности једнак нули (мање од 0,05), што, такође, указује на постојање значајне повезаности између варијабли.

Табела 20. Оптерећења експерименталних варијабли (18) у оквиру главних компоненти скупа података за прелазни период

	VF1	VF2
T	,352	,046
SM	,018	<b>1,000</b>
RK	-,232	-,059
CaCO <sub>3</sub>	<b>,840</b>	-,118
pH	,012	-,118
EP	<b>,987</b>	-,173
NO <sub>3</sub>	,128	-,138
N	,195	,165
PO <sub>4</sub>	<u>,641</u>	,072
P	,196	<b>,801</b>
SiO <sub>2</sub>	,270	-,021
Na <sup>+</sup>	<u>,677</u>	-,022
K <sup>+</sup>	,356	-,023
Ca <sup>2</sup>	<u>,656</u>	-,076
Mg <sup>2</sup>	<u>,652</u>	-,053
Cl <sup>-</sup>	,409	,028
SO <sub>4</sub>	<u>,597</u>	,183
BPK <sub>5</sub>	-,004	,081
Eigenvalue	18	8,6
% Укупна варијанса	65,81	31,46
Кумулативни % варијансе	65,81	97,27

\*Затамњене и подвучене вредности указују на јака и средња оптерећења, респективно

РСА анализом три групе података екстраховане су две главне компоненте (РС) за РР групу, три главне компоненте за групу VP и једна главна компонента за MP групу периода мониторинга са сопственим вредностима већим од један (*Eigenvalues* > 1). Ове главне компоненте објашњавају 97,27% (РР период), 95,23% (VP период) и 86,98% (MP период) укупне варијансе сваког скупа података о квалитету вода. Оптерећеност варијабли и укупна варијанса за сваки период приказани су у табелама 20, 21 и 22. Такође, означена су јака и средња факторска оптерећења.

Табела 21. Оптерећења експерименталних варијабли (18) у оквиру главних компонената скупа података за вишеводни период

	VF1	VF2	VF3
T	,047	,011	-,162
SM	-,025	<b>1,000</b>	-,001
RK	,104	,005	,204
CaCO <sub>3</sub>	<b>,767</b>	-,264	-,064
pH	,097	-,129	,066
EP	<b>,954</b>	-,247	-,076
NO <sub>3</sub>	,213	,003	-,109
N	,411	,018	,001
PO <sub>4</sub>	<u>,500</u>	,101	,105
P	,100	<u>,589</u>	,149
SiO <sub>2</sub>	-,054	,122	,053
Na <sup>+</sup>	,403	,132	,225
K <sup>+</sup>	,261	,190	,071
Ca <sup>2</sup>	,455	<u>-,501</u>	-,064
Mg <sup>2</sup>	<u>,612</u>	-,159	-,009
Cl <sup>-</sup>	,375	-,108	,000
SO <sub>4</sub>	-,010	,142	<b>,990</b>
BPK <sub>5</sub>	-,016	-,145	,087
Eigenvalue	5,8	2,6	
% Укупна варијанса	60,29	27,54	7,4
Кумулативни % варијансе	60,29	87,82	95,23

\* Затамњене и подвучене вредности указују на јака и средња оптерећења, респективно

Табела 22. Оптерећења експерименталних варијабли (18) у оквиру главних компонената скупа података за маловодни период

	VF1
T	-,030
SM	-,095
RK	-,248
CaCO <sub>3</sub>	<b>,824</b>
pH	-,222
EP	<b>,997</b>
NO <sub>3</sub>	,194
N	,472
PO <sub>4</sub>	<u>,691</u>
P	,608
SiO <sub>2</sub>	,388
Na <sup>+</sup>	<b>,769</b>
K <sup>+</sup>	<b>,770</b>
Ca <sup>2</sup>	<u>,658</u>
Mg <sup>2</sup>	<u>,501</u>
Cl <sup>-</sup>	<u>,596</u>
SO <sub>4</sub>	,321
BPK <sub>5</sub>	,161
Eigenvalue	14,63
% Укупна варијанса	86,98
Кумулативни % варијансе	86,98

\* Затамњене и подвучене вредности указују на јака и средња оптерећења, респективно

Квалитет воде речног система Морава за период мониторинга означен као „прелазни“ (PP) карактеришу два варифактора (VF). VF1 објашњава 65,81% укупне варијансе, а одликује га јако позитивно оптерећење електропроводљивости (0,987) и укупне тврдоће (0,840). Средња позитивна оптерећеност присутна је код натријума (0,677), калцијума (0,656), магнезијума (0,652), ортофосфата (0,641) и сулфата (0,597). Овакви резултати потврђују доминирајуће кречњачко земљиште у посматраној регији, што доводи до пораста електропроводљивости воде. На присуство минералних јона може утицати геолошки састав стена и земљишта, али и примена минералних ђубрива у пољопривредним активностима. У прилог дејству антропогеног фактора иде и средње позитивно оптерећење ортофосфатима. VF2 објашњава 31,46% укупне варијансе, а најјача позитивна оптерећеност забележена је код два параметра: суспендованих материја (1,00) и фосфора (0,801). Узевши у обзир заступљеност укупног фосфора у овој компоненти, може се закључити да су преовлађујуће суспендоване материје органског порекла, настале распадањем фосфатних стена.

У скупу података који се односи на вишеводни период мониторинга, првим од три издвојена варифактора објашњено је 60,29%, другим 27,54% и трећим 7,4% укупне варијансе. У VF1, јака позитивна оптерећења додељена су параметрима EP (0,954) и CaCO<sub>3</sub> (0,767), док су средња позитивна оптерећења присутна код Mg<sup>2+</sup> (0,612) и PO<sub>4</sub> (0,5). Варифактором 1 наглашена је тврда вода карактеристична и за овај период мониторинга. Поред магнезијума као минерала, присутни су и ортофосфати, те се VF1 може означити као фактор у коме се препознаје и утицај обављања пољопривредних активности човека и примене минералног ђубрива. Други варифактор је са сличним компонентама као VF2 из претходног периода. Највиша позитивна оптерећеност уочава се код суспендованих материја (1,00) и фосфора (0,589), а присутан је и калцијум средње позитивне оптерећености (0,501). И у овом случају може се уочити да су суспендоване материје последица геолошког састава земљишта. Трећи варифактор у вишеводном периоду је, готово у потпуности (0,990), оптерећен сулфатима. Изузетно висока заступљеност сулфата у површинским водама јавља се као последица испуштања индустријских и комуналних отпадних вода. С тим у



вези, у вишеводном периоду, поред природних, уочава се и дејство антропогеног фактора.

На крају, квалитет воде у трећем временском кластеру, односно маловодном периоду, огледа се кроз само један VF. Наглашена је јака позитивна оптерећеност  $EP$  (0,997),  $CaCO_3$  (0,824),  $K^+$  (0,770),  $Na^+$  (0,769), и средња позитивна оптерећеност  $PO_4$  (0,691),  $P$  (0,608),  $Ca^{2+}$  (0,658),  $Cl^-$  (0,569) и  $Mg^{2+}$  (0,501). Овај период мониторинга одликује комбинација деловања природних и антропогених фактора препознатих и у анализи главних компоненти из претходна два кластера. Такође, може се приметити да, за разлику од прелазног и вишеводног периода, квалитет воде у маловодном периоду није одређен присуством суспендованих материја. Ово се може објаснити одсуством утицаја бујичних притока, које се собом у главни ток доносе честице песка, муља, глине, али и органске материје које се налазе у води или на дну речног корита.

Сумирањем добијених резултата, закључује се да сезонске промене у квалитету речног система Морава јављају, најчешће, као последица деловања природног фактора, то јест састава околног земљишта и бујичне природе притока. Занимљиво је да се ни у једној главној компоненти анализираних периода не издвајају параметри:  $NO_3$ ,  $N$  и  $BPK_5$  који се сматрају неким од најзначајнијих показатеља органског загађења. Утицај антропогеног фактора се углавном, огледа у спирању пољопривредног земљишта, чиме у водотокове доспевају минерали и фосфати. Једино се у вишеводном периоду, кроз повећано присуство сулфата, препознају последице испуштања индустријских отпадних вода, односно тачкастих извора загађења. Такође, у прилог томе да је наведена временска кластеризација одређена режимом протока воде, говори и чињеница да температура није издвојена као доминантан параметар ни у једном дефинисаном периоду. Добијеним резултатима потврђује се *хипотеза  $H_7$* , која претпоставља да се редукован сет података може применити у дефинисању порекла доминирајућих фактора у оквиру временских кластера.

### 6.5.3. Утврђивање показатеља квалитета воде најзначајнијих за временско диференцирање

Ради дефинисања показатеља квалитета воде који показују највећу повезаност са добијеним временским кластерима, примењена је корелациона матрица са Спирмановим (*Spearman's*)  $R$  коефицијентом корелације. Овако извршеном корелационом анализом дошло се до закључка да постоји статистичка значајност ( $p < 0,05$ ) између следећих параметара и периода мониторинга: Т, SM, RK, CaCO<sub>3</sub>, EP, PO<sub>4</sub>, SiO<sub>2</sub>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub>. Параметри код којих није препозната статистичка значајност су: pH, NO<sub>3</sub>, N, P, K<sup>+</sup> и BPK<sub>5</sub>.

У циљу дефинисања параметара најзаслужнијих за временско диференцирање, у наставку истраживања је примењена дискриминациона анализа (DA). При томе су из сета полазних података изузети параметри код којих не постоји корелација са временским кластерима. На тај начин је креиран и примењен сет сирових података сачињен од осмогодишњег мерења 12 показатеља квалитета воде на мерним местима дуж главних токова Мораве. При овој анализи су временски кластери (PP, VP и MP) означени као зависне варијабле, док су независне варијабле представљали посматрани параметри квалитета воде.

У табелама 23 и 24 су приказане дискриминационе функције и класификационе матрице, добијене као резултат стандардне, *forward i backward stepwise* методе просторне DA. Валидност сваке дискриминационе функције извршена је помоћу Вилкинсовог ламбда (*Wilk's lambda*) теста. Том приликом су добијене релативно ниске вредности овог коефицијента за поменуте методе (0,710, 0,713 и 0,743, респективно), што говори у прилог томе да је просторна DA, и у овом случају, валидна и ефективна (Zhang i dr., 2011). Стандардним моделом, примењеним на 12 анализираних параметара, конструисане су дискриминационе функције – DF's (Табела 23), са приближно 54,09% тачности (Табела 24). У наредном кораку, помоћу *forward stepwise* модалитета дискриминационе анализе, од почетних 12 укључено је 8 показатеља квалитета вода (Табела 23), са 53,2% тачности (Табела 24). *Backward stepwise* модалитетом добијене су класификационе матрице са 50,1% исправно класификованих случајева и два дискриминишућа параметра (Табеле 23 и 24).

Табела 23. Дискриминационе функције и њихови коефицијенти за временску ДА

Параметар	Standard mode			Forward stepwise mode			Backward stepwise mode		
	PP	VP	MP	PP	MP	VP	PP	VP	MP
	p=,417	p=,250	p=,333	p=,417	p=,250	p=,333	p=,417	p=,250	p=,333
T	0,658	0,513	0,673	0,643	0,5	0,658	0,245	0,111	0,271
SM	0,01	0,011	0,006	0,009	0,010	0,006			
RK	1,805	1,779	1,772	1,822	1,795	1,789			
CaCO <sub>3</sub>	0,018	0,017	0,016						
EP	0,012	0,009	0,016	0,023	0,02	0,027	0,049	0,044	0,054
PO <sub>4</sub>	-3,413	-5,622	-2,061	-2,113	-4,333	-0,552			
SiO <sub>2</sub>	0,906	0,883	0,834	0,907	0,889	0,836			
N <sup>+</sup>	0,041	0,058	0,048						
Ca <sup>2</sup>	0,267	0,253	0,273	0,285	0,269	0,287			
Mg <sup>2</sup>	0,154	0,150	0,167						
Cl <sup>-</sup>	0,049	0,035	0,057						
SO <sub>4</sub>	0,029	0,034	0,04	0,042	0,048	0,054			
Константа	-34,053	-30,36	-35,85	-33,354	-29,685	-35,087	-12,667	-9,671	-15,620

Табела 24. Дискриминациона матрица за временску ДА

Област мониторинга	% тачности	Периоди подвргнути ДА		
		PP	VP	MP
<b>Standard DA mode</b>				
PP	57,5	322	129	109
VP	55,7	140	187	9
MP	48,7	202	28	218
Укупно	54,1	664	344	336
<b>Forward stepwise DA mode</b>				
PP	56,1	314	136	110
VP	56	140	188	8
MP	47,5	206	29	213
Укупно	53,2	660	353	331
<b>Backward stepwise DA mode</b>				
PP	54,1	303	139	118
VP	56,6	144	190	2
MP	40,4	243	24	181
<b>Укупно</b>	<b>50,1</b>	<b>690</b>	<b>353</b>	<b>301</b>

Сва три корака дискриминационе анализе довела су до издвајања само два од 12 анализираних показатеља квалитета воде у којима се најбоље огледају разлике између добијених периода мониторинга. Добијени резултати показују да су температура воде и електропродводљивост дискриминишући фактори, односно фактори на основу којих је, помоћу кластер анализе, извршено временско

диференцирање. На тај начин је дискриминациона анализа омогућила изузетно значајну редукцију полазног сета података и потврдила хипотезу  $H_8$ , која гласи: „Могуће је идентификовати физичко-хемијске показатеље квалитета воде најзначајније за извршено временско диференцирање“.

## 6.6. КРЕИРАЊЕ МОДЕЛА ОПТИМИЗАЦИЈЕ СИСТЕМА МОНИТОРИНГА НА СЛИВУ МОРАВЕ

У оквиру ове секције извршена је анализа и сумирање приказаних резултата у циљу предлога оптимизационог модела за успостављање ефикаснијег и ефективнијег система мониторинга на примеру речног слива Мораве. Добијени модел би требало да омогући рационализацију процеса узорковања, праћења и предвиђања промена квалитета воде и идентификацију угрожених области.

Први корак у креирању оптималне мреже мониторинга односи се на селекцију репрезентативних мерних станица. Одабране локације би требало да буду најпоузданији показатељи заједничких физичко-хемијских карактеристика воде узорковане на мерним станицама у оквиру једне групе. На основу података добијених мониторингом на референтним профилима, могуће је утврдити физичко-хемијски састав и промене у квалитету воде које карактеришу одређену групу. У случају Мораве би се, од 14 разматраних локација, могле издвојити три које рефлектују најбитније разлике у својствима воде дуж читавог речног тока. Анализом добијених просторних кластера различитог степена квалитета и припадајућих мерних станица предложене су следеће референтне локације - Варварин, Гугаљски мост и Ристовац. Као што је поменуто у одељку 6.4.1., првом кластеру, дефинисаном као кластер средњег степена загађености, припада највећи број анализираних мерних места која су, углавном, лоцирана у непосредној близини ушћа Јужне и Западне Мораве или према њему гравитирају. Варварин је почетни профил тока Велике Мораве на коме се најбоље огледа утицај физичко-хемијских карактеристика квалитета воде обе притоке. На основу тога је ова локација одабрана као референтна за прву групу мерних места. Други кластер је сачињен од два суседна профила на Западној Морави (Г. Мост и К. Стена) и локације Грделица на Ј. Морави. С обзиром на то да је на профилима К. Стена

квалитет узорковане воде, између осталог, под утицајем локације Г. Мост (улазни профил З. Мораве) може се сматрати да је К. Стена мерно место на коме се најбоље огледају заједничке физичко-хемијске карактеристике воде узорковане у овом кластеру. Ристовац је мерно место са највишим степеном загађености па се, самим тим, издваја као трећи референтни профил.

Резултат дискриминационе анализе довео је до закључка да се разлике између просторних кластера речног система Морава огледају у вредностима следећих параметара: рН, електропроводљивост, калијум и биолошка потрошња кисеоника. На основу мерења и предикције екстрахованих показатеља на само три референтна профила се, најједноставније, може пратити однос између група мерних станица. Прва три издвојена параметра приказују степен минерализације воде, док је биолошка потрошња кисеоника најбољи показатељ количине органског загађења.

Период годишњег мониторинга на сливу Мораве је, на основу улазних физичко-хемијских параметара, подељен на маловодни, прелазни и вишеводни период. У зависности од режима протока воде мења се и концентрација полутаната, па се дефинисани периоди могу посматрати и као периоди различитог степена загађености. Између 12 анализираних показатеља квалитета воде, дискриминационом анализом су температура воде и електропроводљивост издвојени као параметри који најпоузданије приказују разлику између периода мониторинга.

## 7. ЗАКЉУЧАК

Србија је земља која поседује значајну количину површинских и подземних вода, док већина њених водотокова припада међународним речним басенима. Посматрано из овог угла, може се рећи да водоснабдевање у Србији није угрожено. Овај закључак би требало прихватити са резервом јер се овакво стање може одржати једино смањењем и контролом загађења из постојећих извора, као и управљањем водним ресурсима заснованом на принципима одрживости. Међутим, процес успостављања одрживог управљања водама у Србији се тренутно сусреће са великим проблемима.

Предмет ове дисертације била је евалуација, праћење и предикција квалитета вода речног система Морава, највећег националног водотока у Србији. Резултатима студије је потврђена могућност примене различитих статистичких техника у моделовању квалитета површинских вода и препознавању просторних и временских образаца. Тиме је доказана полазна хипотеза која гласи: *„Применом мултиваријационих статистичких техника може се извршити свеобухватна оцена, праћење и предвиђање промена квалитета воде речног система Мораве“*.

Идентификовање локација и периода мониторинга са ниским степеном квалитета воде указује на потребу предузимања превентивних мера у циљу смањења и спречавања загађења у будућности. Графичким приказом се поједностављује процес праћења и идентификације просторних и временских промена квалитета површинских вода. Резултати овог истраживања су показали да се интегрисањем SWQI и технике контролних карата може успешно извршити визуелизација промена квалитета воде на главним токовима Мораве, у функцији места и године узорковања. Тиме се омогућава да резултати анализе квалитета постају прегледни, не само научној, већ и широј јавности, а посебно доносиоцима одлука у овој области. Контролне карте, које су примењене у овој студији, указују на могућност детаљнијег приказа промена тиме што, поред кретања средњих вредности индекса квалитета, прате и степен варирања истог.

Просторном кластер анализом је, на основу заједничких физичко-хемијских карактеристика и квалитета воде узорковане током осмогодишњег периода, 14 мерних станица сврстано у три групе. Прегледом вредности параметара који указују на негативан утицај антропогеног фактора и индекса квалитета, кластери су означени према степену загађености воде. Селекцијом три репрезентативна мерна места из сваке групе и измерене вредности анализираних параметара било би омогућено извођење поузданих закључака о квалитету воде на сродним локацијама. Резултати факторске анализе су указали на то да на састав воде у областима дефинисаних кластера утичу, истовремено, природни и антропогени фактори.

Применом дискриминационе анализе од дванаест улазних су издвојена четири параметра (рН вредност, електропроводљивост, калијум и биохемијска потрошња кисеоника) која најбоље објашњавају разлике између група мерних станица. При томе је достигнута висока пропорција поготка (78,9%). Праћење вредности ових параметара доприноси једноставнијој и бржој анализи односа квалитета воде између дефинисаних области, док се предикцијом коју омогућава ANN метода може благовремено реаговати у циљу спречавања нежељених промена.

Допринос примене кластер анализе приказан је и у случају временског груписања. Годишњи мониторинг на речном систему Морава се може свести на три периода, одређена различитим режимом протока воде. У временским кластерима се, поред природног, препознаје и утицај антропогеног фактора. Дискриминационом техником је извршена значајна редукација сета података чиме је скуп од 12 улазних параметара сведен на два дискриминишућа – температура воде и електропроводљивост, уз 50,1% успешно класификованих предмета посматрања.

У овом истраживању је потврђена могућност редуковања полазног сета података. На основу добијених резултата предложен је модел који би омогућио оптимизацију процеса мониторинга у случају слива Мораве. Овако добијени модел би значајно допринео ефикаснијем и ефективнијем одређивању и предвиђању квалитета воде и смањењу пратећих трошкова. На основу тога могла

би се дефинисати и усвојити рационалнија стратегија управљања квалитетом воде у овој области. Предочени резултати у овом раду могу наћи примену у креирању свих облика система мониторинга које предлаже ЕУ, а који чине основу израде програма заштите водотокова. Добијени систем мониторинга и управљања омогућио би доношење адекватних стратешких одлука у погледу заштите и одржавања квалитета вода, али и напредак у усклађивању система према правилима ЕУ.

На основу анализе добијених резултата и праћењем актуелних праваца истраживања у овој области, могуће је дати препоруке за даља истраживања. Најпре, како би се детаљније описале промене квалитета вода речног система Морава и проширила знања о утицајима природних и антропогених фактора, пожељно је у разматрање узети додатне показатеље квалитета вода. При томе, најпре би требало обратити пажњу на степен речног протицаја, биолошке показатеље и присуство тешких метала. Узевши у обзир значајан утицај притока на квалитет вода, истраживање се може продубити укључивањем резултата узорковања воде са мерних станица лоцираних на притокама главних водотокова овог речног система. Последњих година се све више приступа моделовању квалитета вода применом метода вештачке интелигенције. Отуда би било пожељно испитати могућност моделовања квалитета вода посматраног водног тела применом појединачних и интегрисаних нелинеарних метода вештачке интелигенције, као што су системи засновани на знању, генетски алгоритми и фази системи.



## ЛИТЕРАТУРА

- Abrahart, R. J.; Anctil, F.; Coulibaly, P.; Dawson, C. W.; Mount, N. J.; See, L. M.; Shamseldin, A. Y.; Solomatine, D. P.; Toth, E.; Wilby, R. L. 2012. Two decades of anarchy? Emerging themes of outstanding challenges for neural network river forecasting. *Progressive Physical Geography*, 36 (4): 480-513.
- Abudu, S.; King, J. P.; Sheng, Z. P. 2012. Comparison of the performance of statistical models in forecasting monthly total dissolved solids in the Rio Gri. *Journal of American Water Resources Association*, 48 (1): 10-23.
- Adams, P.; Titusa, R.; Pietersenb, K.; Tredoux, G.; Harris, C. 2001. Hydrochemical characteristics of aquifers near Sutherland in the Western Karoo, South Africa. *Journal of Hydrology*, 241: 91 – 103.
- Allan, D. J.; Erickson, D.; Fay, J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 37 (1): 149–161.
- Allan, D. J. *Stream Ecology – Structure and function of running waters*. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 1994.
- Aller, L.; Lehr, J. H.; Petty, R. B. 1987. DRASTIC: A standardized system to evaluate ground water pollution potential using hydrogeologic settings. *Journal of Geological Society of India*, 29 (1): 23 – 37.
- Anderson, M. J. i Thompson, A. A. 2004. Multivariate control charts for ecological and environmental monitoring. *Ecological Applications*, 14(6): 1921 – 1935.
- Arheimer, B.; Iréasson, J.; Fogelberg, S.; Johnsson, H.; Pers, B. C.; Persson, K. 2005. Climate change impact on water quality: model results from Southern Sweden. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34(7): 559-566.
- Astel, A.; Biziuk, M.; Przujanzy, A.; Namiesnik, J. 2006. Chemometrics in monitoring spatial and temporal variations in drinking water quality. *Water Research*, 8: 1706 – 1716.
- Astel, A.; Tksakouski, S.; Barbieri, P.; Simeonov, V. 2007. Comparison of self-organizing maps classification approach with cluster and principal component analysis for large environmental data sets. *Water Research*, 41: 4566-4578.
- Bengraïne, K.; Marhaba, T. F. 2003. Using principal component analysis to monitor spatial and temporal changes in water quality. *Journal of Hazardous Materials*, B100: 179 – 95.

- Berzas, J. J.; Garcíá, L. F.; Rodríguez, R. C.; Martín – Alvarez, P. J. 2000. Evolution of the water quality of a managed natural wetli: Tablas de Daimiel National Park. *Water Research*, 34: 3161 – 70.
- Bordalo, A. A.; Teixeira, R.; Wiebe, J. W. 2006. A water quality index applied to an international shared river basin: the case of Douro River. *Environmental Management*, 38(6): 910-920.
- Bowden, G. J.; Nixon, J. B.; Diy, G. C.; Maier, H. R.; Holmes, M. 2006. Forecasting chlorine residuals in a water distribution systems using a general regression neural network. *Mathematical and Computing Modelling*, 44 (5-6). 469 – 484.
- Bouza – Deaño, R.; Ternero – Rodríguez, M.; Fernández – Espinosa, A. J. 2008. Trend study i assessment of surface water quality in the Ebro River, Spain. *Journal of Hydrology*, 361: 227 – 39.
- Boyacioglu, H. i Boyacioglu, H. 2007. Surface water quality assessment by environmetric methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 131 (1-3): 371-376.
- Brankov, J.; Milijašević, D.; Milanović, A. 2012. The Assessment of the Surface Water Quality Using the Water Pollution Index: A Case Study of the Timok River (The Danube River Basin), Serbia. *Archives of Environmental Protection*, 38(1): 49-61.
- Brion, G. M.; Neelakantan, T. R.; Lingireddy, S. 2001. Using neural networks to predict peak Cryptosporidium concentrations. *Journal of American Water Works Association*, 93 (1): 99 – 105.
- Brown R. M., McClelli N. I., Deininger R. A. i Tozer R. 1970. A Water Quality Index: Do we dare? *Water and Sewage Works*.
- Burgman M. *Risks and decisions for conservation and environmental management*. Cambridge: Cambridge University Press; 2005.
- Varanka, S.; Luoto, M.; 2012. Environmental determinants of water quality in boreal rivers based on partitioning methods. *River Research and Applications*, 28: 1034 – 1046.
- Varol, M. i Şen, B. 2009. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of Behrimaz Stream, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*. 159: 543 – 553.

- Varol, M.; Gökot, B.; Bekleyen, A.; Şen, B. 2012. Water quality assessment i apportionment of pollution sources of Tigris River (Turkey) using multivariate statistical techniques – a case study. *River Research and Applications*, 28: 1428 – 1438.
- Vega, M.; Pardo, R.; Barrado, E.; Deban, L. 1998. Water quality assessment i apportionment of pollution sources of Tigris river (Turkey) using multivariate statistical techniques – a case study. *River Research and Applications*, 28: 1428 – 1438.
- Вељковић, Н. 2006. *Индикатори одрживог развоја и управљање водним ресурсима*. Београд: Задужбина Андрејевић.
- Вељковић, Н.; Поповић, Т.; Јовичић, М.; Допуђа-Глишић, Т. 2012. Утицај климатских фактора на квалитет водотокова Поморавља: Анализа методом SSWQIRB. *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.
- Voza, D.; Vuković, M.; Takić, Lj.; Nikolić, Đ. Mladenović-Ranisavljević, I. 2015. Application of multivariate statistical techniques in the water quality assessment of the Danube River, Serbia. *Archives of Environmental Protection*, 41(4): 96-103.
- Vörösmarty, C. J.; McIntyre, P. B.; Gessner, M. O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P.; Glidden, S.; Bunn, S. E.; Sullivan, C. A.; Reidy Liermann, C.; Davies, P.M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467 (7315): 555 – 561.
- Гавриловић, Љ. и Дукић, Д. (2002) Реке Србије. Београд: Завод за уџбенике и наставна средства.
- Гавриловић, Љ. и Живковић, Н. 2007. Вода – један од најзначајнијих природних ресурса Србије. *Зборник радова са научног скупа “Србија и Република Српска у регионалним и глобалним процесима”*, стр. 205 – 10.
- Gamble, A. i Babbar-Sebens, M. 2012. On the use of multivariate statistical methods for combining in-stream monitoring data i spatial analysis to characterize water quality conditions in the White River Basin, Indiana, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 845–875.
- Gardner, M. W.; Dorling, S. R. 1998. Artificial Neural Network: the Multilayer Perceptron – a review of application in atmospheric sciences. *Atmospheric Environment*, 32: 2627 - 2636.

- Gemitzi, Dr, A.; Petalas, C.; Pisinaras, V.; Tsihrintzis, V. A. 2009. Spatial prediction of nitrate pollution in groundwaters using neural networks and GIS: an application to South Rhodope aquifer (Thrace, Greece). *Hydrological Processes*, 23 (3): 372–383.
- Gove, D.A.; Sadler, R.; Matsuki, M.; Archibald, R.; Pearse, S.; Garkaklis, M. 2013. Control charts for improved decisions in environmental management: a case study of catchment water supply in south-west Western Australia. *Ecological Management and Restoration*, 14(2): 127 – 134.
- Gray, N. F. 2010. *Water Technology – An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*. Third Ed. London: Elsevier.
- Gudas, M.; Povilaitis, A. 2013. Factors affecting seasonal and spatial patterns in Lithuanian rivers. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 21: 26 – 35.
- Далмација, Б. 2008. *Стратегија водоснабдевања и заштита вода у АП Војводини*. Нови Сад: Природно-математички факултет, Департман за хемију.
- Daszak, P.; Cunnigham, A. A.; Hyatt, D. A. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife - threats to biodiversity and human health. *Science*, 287 (5452): 443-449.
- Dawe, P. 2006. A statistical evaluation of water quality trends in selected water bodies of Newfoundli and Labrador. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5(1): 59-73.
- De'ath, G. 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species – environment relationships. *Ecology*, 83 (4): 1105 – 17.
- Dević, G.; Djordjević, D.; Sakan, S. 2014. Natural i anthropogenic factors affecting the groundwater quality in Serbia. *Science of the Total Environment*, 468–469: 933–942.
- Dedijer, A.; Mitrović – Josipović. M.; Radulović, E.; Dimić, B.; Marić, L.; Krunić – Lazić M.; Špegar, G.; Vidojević, D.; Jovanović, M.; Veljković, N.; Jovičić, M.; Redžić, N.; Durdu, O.F., 2010. A hybrid neural network and ARIMA model for water quality time series prediction. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 24: 586 – 594.
- Delpla, I.; Jung, A-V.; Baures, E.; Clement, M.; Thomas, O. 2009. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International*, 35 (8): 1225–1233.

- Dimkić M.; Pušić M.; Majkić-Dursun B.; Obradović V. 2011. Certain implications of oxic conditions in alluvial groundwater. *Journal of Serbian Water Pollution Control Society „Water Research i Management“*, 1 (2): 27 – 43.
- Дреновац, Ж. А.; Дреновац, Ж. Б.; Дреновац, М. Д. 2013. Контролне карте као средство статистичке контроле квалитета. *Војно-Тенички Гласник*, 61 (1): 101 – 121.
- Durdu, O.F. 2010. A hybrid neural network and ARIMA model for water quality time series prediction. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*. 24: 586 - 594.
- Ђукић, Д. 1987. *Утицај загађености воде реке Западне Мораве на квалитативни и квантитативни састав ихтиофауне водног екосистема реке Западна Морава*. Београд: Ветеринарски факултет Универзитета у Београду.
- Emmerson, R. H. C.; O'Reilly-Wiese, S. B.; Macleod, C. L.; Lester, J. N. 1997. A multivariate assessment of metal distribution in inter-tidal sediments of the Blackwater Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin*, 34 (11): 960–968.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2001. *Water Parameters – Interpretation i Standards*. Ireland.
- Ercanoglu, M.; Gokceoglu, C.; Van Asch, Th. V. J. 2004. Landslide Susceptibility Zoning North of Yenice (NW Turkey) by Multivariate Statistical Techniques. *Natural Hazards*, 32(1): 1-23.
- EU. Directive 2000/60/EC of the European Parliament i of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy: 2000 [online], [cited 5 march, 2013]. [http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index\\_en.html](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html)
- Živadinović, I.; Ilijević, K.; Gržetić, I.; Popović, A. 2010. Long-term changes in the eco-chemical status of the Danube River in the region of Serbia. *Journal of Serbian Chemical Society*, 75(8): 1125-1148.
- Zierbergen P. A. i Hall K. J. 1998. Analysis of the British Columbia Water Quality Index for Watershed Managers: A case study of two small watersheds”. *Water Quality Resources Journal of Canada*, 33 (4): 519-549.
- Zhang, Y.; Guo, F.; Meng, W.; Wang, X. Q. 2009. Water quality assessment and source identification of Daliao River Basin using multivariate statistical methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152 (1 – 4): 105 – 121.

- Zhang, X.; Wang, Q.; Liu, Y.; Wu, J.; Yu, M. 2011. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories i Kowloon, Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173: 17-27.
- Zhou, F.; Liu, Y.; Guo, H. 2007. Application of multivariate statistical methods to water quality assessment of the watercourses in Northwestern New Territories, Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, 132: 1–13.
- Iscen F.C.; Emiroglu, Ö.; Ilhan, S.; Arslan, N.; Yilmaz, V.; Ahiska, S. 2008. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of surface water quality in Ulabat Lake, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 144: 269 – 276.
- Jarvie, H. P.; Whitton, B. A.; Neal, C. 1998. Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: Speciation, sources and biological significance. *Science of the Total Environment*, 210-211: 79-109.
- Johnson, A. R.; Wichern, W. D. 1992. *Applied Multivariate Statistical Analysis*. 6th Edition. New Jersey: Pearson Prentice Hall.
- Johnson, L.; Richards, J.; Host, G.; Arthur, J. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 37 (1): 193–208.
- Kang, H. J.; Kim, B. S. 2013. A clustering algorithm – based control chart for inhomogeneously distributed TFT – LCD processes. *International Journal of Production Research*, 51 (18): 5644 – 5657.
- Kahraman, C. i Kaya, I. 2009. Fuzzy process capability indices for quality control of irrigation water. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 23: 451 – 462.
- Kazi, T. G.; Arain, M. B.; Jamali, M. K.; Jalbani, N.; Afridi H. I.; Sarfraz, R. A.; Baig, J. A.; Shah, A. Q. 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxic Environmental Safety*, 72 (20): 301 – 309.
- Kolarević S.; Knežević-Vukčević J.; Paunović M.; Tomović J.; Gačić Z., Vuković-Gačić B. 2011. The anthropogenic impact on water quality of the river Danube in Serbia: Microbiological analysis and genotoxicity monitoring. *Archives of Biological Sciences*, 63 (4): 1209-1217.

- Kolarević, S.; Kolarević, S., Knežević-Vukčević, J.; Paunović M., Vasiljević, B.; Kračun, M.; Gačić Z.; Vuković-Gačić B. 2012. Seasonal variations of microbiological parameters of water quality of the Velika Morava River, Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 64 (3): 1017-1027.
- Kolarević, S.; Knežević –Vukčević, J.; Paunović, M.; Kračun, M.; Vasiljević, B.; Tomović, J.; Vuković-Gačić, B.; Gačić, Z. 2013. Monitoring of DNA damage in haemocytes of freshwater mussel *Sinanodonta woodiana* sampled from the Velika Morava River in Serbia with the comet assay. *Chemosphere*, 93 (2): 243–251.
- Kowalkowski, T.; Zbytniewski, R.; Szepejna, J.; Buszewski, B. 2006. Application chemometrics in river water classification. *Water Research*, 40: 744 – 752.
- Krishna, A. K.; Satyanarayanan, M.; Govil, K. P. 2009. Assessment of heavy metal pollution in water using multivariate statistical techniques in an industrial area: A case study from Patancheru, Medak District, Ihra Pradesh, India. *Journal of Hazardous Materials*, 167 (1–3): 366–373.
- Larned, S. T.; Scarsbook, M. R.; Snelder, T. H.; Norton, N. J.; Biggs, B. J. F. 2004. Water quality in low-elevation streams and rivers of New Zealand: recent state i trends in contrasting land – cover classes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 38: 347 – 366.
- Liu, W.X; Lia, X. D; Shena, Z. G.; Wanga, D. C.; Waia, O. W. H.; Lia, Y. S. 2003. Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl River Estuary. *Environmental Pollution*, 121 (3): 377–388.
- Liu, Yu-Min i Xue, Li. 2015. The optimization design of EWMA charts for monitoring environmental performance. *Annals of Operations Research*, 228: 113 – 124.
- Maier, H. R.; Diy, G. C. 2000. Neural networks for the prediction and forecasting of water resources variables: a review of modelling issues and applications. *Environmental Modelling and Software*, 15 (1): 101 – 124.
- Maier, H. R.; Jain, A.; Diy, G. C.; Sudheer, K. P. 2010. Methods used for the development of neural networks for the prediction of water resource variables in river systems: Current status and future directions. *Environmental Modelling and Software*, 25: 891-909.
- Manly, B. i Mackenzie, D. 2000. A cumulative sum type of method for environmental monitoring. *Environmetrics*, 10: 163 – 177.
- Mangukiya R.; Bhattacharya T.; Chakraborty S. 2012. Quality characterization of groundwater using Water Quality Index in Surat city, Gujarat, India. *ISCA International Resources Journal of Environmental Science*, 1 (4): 14-23.



- Marković, S. G. i Veljović, S. P. 2005. Biotic indices to be used for assessment of Ichthyofauna structure of the Zapadna Morava River (West Serbia, the Danube basin). *Zbornik Matice srpske za prirodne nauke*, 109: 29-37.
- Mellit, A.; Kalogirou, S. A.; Hontoria, L.; Shaari, S. 2009. Artificial intelligence techniques for sizing photovoltaic systems: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13 (2): 406 – 419.
- Meybeck, M. 2002. Rivering quality at the Anthropocene: propositions for global space and time analysis, illustrated by Seine River. *Aquatic Sciences*, 64 (4): 376 – 393.
- Milanović A.; Kovačević - Majkić J.; Milivojević M. 2010. Water quality analysis of Danube River in Serbia: Pollution and protection problems. *Glasnik Srpskog geografskog društva*, 90 (2): 47-68.
- Milenković, N.; Damjanović, M.; Ristić, M. 2005. Study of Heavy Metal Pollution in Sediments from the Iron Gate (Danube River), Serbia and Montenegro. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14 (6): 781-787.
- Mladenović-Ranisavljević, I.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.
- Morales, M.; Marti, P.; Llopis, A.; Campos, L.; Sagrado, S. 1999. An environmental study by factor analysis of surface seawater in the gulf of Valencia (Western Mediterranean). *Analytica Chimica Acta*, 394 (1): 109-117.
- Morrison, L. W. 2008. The use of control charts to interpret environmental monitoring data. *Natural Areas Journal*, 28: 66 – 73.
- Mrazovac, S.; Vojinović -Miloradov, M.; Matić, I.; Marić, N. 2013. Multivariate statistical analyzing of chemical parameters of groundwater in Vojvodina. *Chemie der Erde – Geochemistry*, 73 (2): 217–225.
- Murdoch, S. P.; Baron, S. J.; Miller, L. M. 2000. Potential effects of climate change on surface - water quality in North America. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 36 (2): 347–366.
- McCarthy, J.F.; Shugart, L.R. 1990. *Biomarkers of environmental contamination*. Chelsea, MI (US): Lewis Publishers.
- Ouyang, Y.; Zhu, Z. 2006. Assessing impact of urbanization on river water quality in the Pearl River Delta economic zone, China. *Environmental Monitoring Assessment*, 120 (1-3): 313 – 25.



- Оцокољић, М.; Милијашевић, Д.; Милановић, А. 2009. Класификација речних вода Србије по степену њихове загађености. *Зборник радова Географског факултета Универзитета у Београду*, LVII, стр. 7 – 18.
- Padhi, R.K.; Biswas, S.; Mohanty, A. H.; Prabhy, R. H.; Sathpathy, K. K.; Nayak, L. 2013. Temporal distribution of dissolved trace metal in coastal waters of southwestern Bay of Bengal, India. *Water Environment Research*, 85(8): 696 – 705.
- Palani, S.; Liong, S.; Tkalich, P. 2008. An ANN application for water quality forecasting. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1586 – 1597.
- Pan, J. N. i Chen, S. T. 2005. The economic design of CUSUM chart for monitoring environmental performance. *Asia Pacific Management Review*, 10 (2): 155 – 161.
- Papathodorou, G.; Demopolou, G.; Lambrakis, N. 2006. A long – term study of temporal hydrochemical data in a shallow lake using multivariate statistical techniques. *Ecological Modelling*, 193: 759 – 776.
- Parinet, B.; Lhote A.; Legube, B. 2004. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation i management – application to a tropical lake system. *Ecological Modelling*, 178 (3-4): 295 – 311.
- Parsaie, A., Haghiabi, A.H. 2015. The effect of predicting discharge coefficient by neural network on increasing the numerical modelling accuracy of flow over side weir. *Water Resources Management*, 29: 973 - 985.
- Paunović, M. M.; Jakovčev-Todorović, G. D.; Simić, M. V.; Bojana D. Stojanović, D. B.; Cakić, D. P. 2007. Macroinvertebrates along the Serbian section of the Danube River (stream km 1429–925). *Biologia*, 62 (2): 214-221.
- 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 Techniques*, 6: 467 – 476.
- Pisinaras V.; Petalas, C.; Gemitzi. A.; Tsihrintzis, V. A. 2007. Water quantity and quality monitoring of Kosynthos River. North-Eastern Greece?. *Global NEST Journal*, 9: 259-268.
- Poonam, T., Tanushree, B., Sukalyan, C. 2013. Water quality indices –important tools for water quality assessment: a review. *International Journal of Advance Chemistry*, 1: 15-28.

- Puckett, L. J. 1995. Identifying the major sources of nutrient water pollution. *Environmental Science and Technology*, 29 (9): 408 – 414.
- Ranković, V.; Radulović, J.; Radojević, I.; Ostojić, A.; Čomić, Lj. 2010. Neural network modelling of dissolved oxygen in the Gruža reservoir, Serbia. *Ecological Modelling*, 221: 1239-1244.
- Reghunath, R.; Sreedhara Murthy, T. R.; RaghavanReghunath, B. R. 2002. The utility of multivariate statistical techniques in hydrogeochemical studies: an example from Karnataka, India. *Water Research*, 36: 2437–2442.
- РХМЗ (Републички Хидрометеоролошки Завод Србије) 2005 - 2012. *Хидролошки годишњаци, Квалитет вода*. Београд: РХМЗ.
- Sahoo, G. B.; Ray, C.; Mehnert, E.; Keefer, D. A. 2006. Application of artificial neural networks to assess pesticide contamination in shallow groundwater. *Science of the Total Environment*, 367 (1): 234 – 251.
- Said A.; Stevens D. K.; Sehlke G. 2004. An innovative index for evaluating water quality in streams. *Environmental Assessment*, 34 (3): 406–414.
- Santos - Roman, D. M.; Warner, G. S.; Scatena, F. 2003. Multivariate analysis of water quality i physical characteristics of selected watersheds in Puerto Rico. *Journal of the American Water Resources Association*, 39 (4): 829 – 839.
- Sanchez, E.; Colmenarejo, F. M.; Vicente, J.; Rubio, A.; Garcia, G.; Travieso, L.; Borja, R. Use of water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watershed pollution. *Ecological Indicators*, 7(2): 315-328.
- Sârbu, C. i Pop, H. F. 2005. Principal component analysis versus fuzzy principal component analysis. A case study: the quality of Danube River (1985 – 1996). *Talanta* 65: 1215 – 1220.
- Sawyer, N.C.; McCarty, L.P.; Parkin, F.G. *Chemistry for Environmental Engineering i Science* (5th Edition). Singapoire: McGraw Hill. 2003.
- Sedeño-Díaz J. E.; López-López E. 2007. Water quality in the Río Lerma, Mexico: Anoverview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resources Management*, 21 (10): 1797–1812.
- Sharma, N.; Chaudhry, K. K.; Chalapati-Rao, C. V. 2005. Vehicular pollution modelling using artificial neural network technique: a review. *Journal of Science and Industrial Research*, 64 (9): 637 – 647.

- Sharpley, N.A.; Chapra, S. C.; Wedepohl, R.; Sims, T. J.; Daniel, C. T.; Reddy, R. K. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues i options. *Journal of Environmental Quality*, 23 (3): 437 - 451.
- Shin, P. K. S. i Fong, K. Y. S. 1999. Multiple discriminant analysis of marine sediment data. *Marine Pollution Bulletin*, 39: 285 – 294.
- 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: 464 – 75.
- Silva, L.; Williams, D. D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research*, 35: 3462 – 3472.
- Simeonov, V.; Einax, W.J., Stanimirova, I.; Kraft, J. 2002. Envirometric modelling and interpretation of river water monitoring data. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 374(5): 898-905.
- Simeonov, V.; Stratis, J. A.; Samara, C.; Zachariadis, G.; Voutsas, D.; Anthemidis, A.; Sofoniou, M.; Koumitzis, T. 2003. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, 37: 4119 – 24.
- Singh, K. P.; Malik, A.; Mohan, D.; Sinha, S. 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial i temporal variations in water quality of Gomti River (India) – a case study. *Water Research*, 38: 3980 – 92.
- Singh, K. P.; Basant, A.; Malik, A.; Jain, G. 2009. Artificial neural network modelling of the river water quality – a case study. *Ecological Modelling*, 220: 888-895.
- Singh, N. i Chakrapani, J. G. 2015. ANN modelling of sediment concentration in the dynamic glacial environment of Gangotri in Himalaya. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187: 494.
- Службени Гласник РС бр. 30/10. „Закон о водама“.
- Службени гласник РС бр. 74/11. „Правилник о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода“.
- Службени Гласник бр. 37/11. „Правилник о националној листи индикатора заштите животне средине“.
- Службени гласник бр. 50/12. „Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање“

- Sojka, M.; Siepak, M.; Ziola, A.; Frankowski, M.; Murat-Blazejewska, S.; Siepak, J. 2008. Application of multivariate statistical techniques to evaluation of water quality in the Mala Welná River (Western Poli). *Environmental Monitoring and Assessment*, 147, 159 – 170.
- Soypak, S.; Karaer, F.; Gurbuz, H.; Kivrak, E.; Senturk, E.; Yazici, A. 2003. A neural network-based approach for calculating dissolved oxygen profiles in reservoirs. *Neural Computation and Application*, 12 (3-4): 166 – 172.
- Станисављевић, М., Крстић, И., Такић, Љ., Лазаревић, В. 2011. Пројектна решења за пречишћавања отпадних вода у производњу целулозе и папира. *Заштита материјала*, 52(4): 280-284.
- Steinhart C. E., Schierow L. J. i Sonzogni W. C. 1982. Environmental quality index for the Great Lakes. *Water Resources Bulletin*, 18 (6): 1025–1031.
- Stubblefield, A. P.; Reuter, J. E.; Dahlgren, R. A.; Goldman, C. R. 2007. Use of turbidometry to characterize suspended sediment and phosphorous fluxes in the Lake Tahoe Basin, California, USA. *Hydrological Processes*, 21: 281 - 291.
- Scottish Development Department. Development of a Water Quality Index. *Applied Research & Development Report Number ARD3*. Scottish Development Department, Edinburgh (1976)
- Takić, Lj.; Mladenović-Ranisavljević, I.; Živković, N.; Đorđević, A. 2011. A case study of the correlation criteria of surface water intended for water supply. *Facta Universitatis: Working and Living Environmental Protection*, 8(1): 21-30.
- 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.; Vuković, M.; Mladenović, I. 2012. Evaluation of the ecochemical status of the Danube in Serbia in terms of water quality parameters. *The Scientific World Journal*, 2012:
- Tanasković, I.; Golobocaninb, D.; Miljević, N. 2012. Multivariate statistical analysis of hydrochemical and radiological data of Serbian spa waters. *Journal of Geochemical Exploration*, 112: 226–234.
- Tebbutt, T. H. Y. *Principles of Water Quality Control*. Oxford: Elsevier Science. 1998.
- Tu, J. 2009. Combined impact of climate and land use changes on streamflow and water quality in eastern Massachusetts, USA. *Journal of Hydrology*, 379 (3–4): 268 – 283.

- Ђурчић, С.; Милуновић, С.; Филиповић, Д. 2012. Извори загађења воденог екосистема на регионалном нивоу отпадом од ауто индустрије. *Зборник радова 7. Националне конференције о квалитету живота*, стр. 85 - 91. Фестивал науке. Крагујевац: Асоцијација за квалитет и стандардизацију Србије.
- United Nations Economic Commission for Europe. ECE/CEP/174. *Environmental Performance Review: Serbia*. United Nations: 2015.
- Ferreira – Baptista, L. i De Miquel, E. 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luia, Angola: a tropical urban environment. *Atmospheric Environment*, 39: 4501 – 4512.
- Carpenter, S. R.; Caraco, N. F.; Corell, D. L.; Howarth, R.W.; Sharpley, A. N.; Smith, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. *Ecological Applications*, 8: 559 – 569.
- Cavalcante, Y.L.; Hauser – Davis, R.A.; Saraiva, A.C.F.; Brião; Oliveira, T.F.; Silveira, A.M. 2013. Metal and physico-chemical variations at a hydroelectric reservoir analysed by multivariate analysis and artificial neural networks: environmental management and policy/decision making tools. *Science of the Total Environment*, 442: 509 – 514.
- Chang, H.J. 2005. Spatial and temporal variations of water quality in in the Han River i its tributaries, Seoul, Korea, 1993-2002. *Water, Air and Soil Pollution*, 161: 267-284.
- Chang, L. C.; Chu, H. J.; Hsiao, C. T. 2012. Integration of optimal dynamic control and neural network for groundwater quality management. *Water Resources Management*, 26:1253–1269.
- Chapman, D. i Kimstach, V. 1996. Selection of water quality variables. In: *Chapman, D. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2 ed., Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP.
- Cheevaporn, V. i Menasveta, P. 2003. Water pollution and habitat degradation in the Gulf of Thaili. *Marine Pollution Bulletin*, 47 (1–6): 43–51.
- Chen, L. i Zhang, X. 2009. Application of Artificial Neural Network to classify water quality of the Yellow River”. *Journal of Fuzzy Information i Engineering*, 15-23
- Chang, Y.S. i Bai, D.S. 2001. Control charts for positively skewed populations with weighted standard deviations. *Quality and Reliability Engineering International*, 17, 397–406.

- Corbett, C.J. i Pan, N. J. 1993. The green fee (Internalizing and operationalizing environmental issues). *California Management Review*, 36 (1): 116 – 135.
- Corbett, C. J. i Pan, N. J. 2002. Evaluating environmental performance using statistical process control techniques. *European Journal of Operational Research*, 139: 68 – 83.
- Quadir, A.; Malik, R. N.; Husain, S. Z. 2007. Spatio – temporal variations in water quality of Nullah Aik – tributary of the river Chenab, Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 140 (1 – 3): 43 – 59.
- Wechmongkhonkon, S.; Poomtong, N.; Areerachakul, S. 2012. Application of Artificial Neural Network to classification surface water quality. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 6.
- Woli, K. P.; Hayakawa, A.; Kuramochi, K.; Hatano, R. 2008. Assessment of river water quality during snowmelt i base flow periods in two catchment areas with different li use. *Environmental Monitoring and Assessment*, 137: 251 – 260.
- Wu, C.; Maurer, C.; Wang, Y.; Xue, S.; Davis, D. L. 1999. Water pollution and human health in China. *Environmental Health Perspective*. 107: 251–256.
- Wu, M. L. i Wang, Y. S. 2007. Using chemometrics to evaluate anthropogenic effects in Daya Bay, China. *Estaurine, Coastal and Shelf Science*, 72(4): 732-742.
- 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
- Yang, L.; Song, X.; Zhang, Y.; Han, D.; Zhang, B.; Long, D. 2012. Characterizing interactions between surface water and groundwater in the Jialu River basin using major ion chemistry and stable isotopes. *Hydrology and Earth System Science*, 16: 4265–4277.
- Ye, L.; Cai, Q.; Liu, R. i Cao, M. 2009. The influence of topography and land use on water quality of Xiangxi River in Three Gorges Reservoir region. *Environmental Geology*, 58: 937 – 942.
- Yeon, I. S.; Kim, Y. H.; Jun, K. W. 2008. Application of artificial intelligence models in water quality forecasting. *Environmental Technology*, 29 (6): 625 – 631.
- Yeung, I. M. H. 1999. Multivariate statistical techniques of the Hong Kong Victoria harbour water quality data. *Environmental Monitoring i Assessment*, 593: 331 – 342.

Young, R. G.; Quarteman, A. J.; Eyles, R. F.; Smith, R. A.; Bowden, W. B. 2005. Water quality and thermal regime of the Motueka River: influences of land cover, geology and position in the catchment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 39: 803 – 825.

Yunrong, X. i Liangzhong, J. 2009. Water quality prediction using LS-SVM with particle swarm optimization. *Second International Workshop on Knowledge Discovery and Data Mining*, 900–904.

[www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org)



## ПРИЛОГ

Табела 1. Дескриптивна статистика показатеља квалитета вода у функцији године мониторинга

		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
<b>T</b>	Мин.	1,5	0,5	1	0,6	1	0,3	2	0,3
	Макс.	25,5	25,3	27,5	27	24,4	26	28,8	27,6
	Ср.вред	11,086	12,091	13,058	13,758	12,967	13,124	12,942	13,677
	Стд.дев.	6,4604	7,0188	7,6507	7,2273	6,9165	7,1968	7,8076	7,9107
<b>SM</b>	Мин.	1	1	1	2	1	1	1	1
	Макс.	101	393	278	462	478	1102	773	372
	Меан	16,83	39,58	26,68	21,22	49,41	65,35	27,43	44,93
	Стд.дев.	20,402	55,159	38,138	39,492	71,311	123,525	70,366	66,916
<b>RK</b>	Мин.	9,2	8,1	5,9	5,6	6,9	6,9	5,3	4,6
	Макс.	13,4	15,6	16,7	13,6	15,5	14,4	16,9	14,9
	Ср.вред	10,959	11,61	10,917	10,284	10,72	10,494	10,139	10,162
	Стд.дев.	1,0084	1,6175	1,9462	1,6208	2,0703	1,5502	2,0226	2,0491
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	Мин.	160	109	135	86	88	99	75	68
	Макс.	251	295	397	361	394	369	423	484
	Ср.вред	201,31	208,19	213,79	218,29	204,31	198,02	213,65	200,34
	Стд.дев.	21,652	42,257	42,637	44,757	46,33	46,679	51,007	76,235
<b>pH</b>	Мин.	7,8	7,1	7,4	7	7,2	7,5	7,5	7,6
	Макс.	8,8	8,9	8,9	8,6	8,5	8,6	9	8,9
	Ср.вред	8,339	8,397	8,221	8,072	8,081	8,059	8,163	8,139
	Стд.дев.	0,2117	0,3517	0,3026	0,3843	0,2171	0,2243	0,3082	0,2932
<b>EP</b>	Мин.	262	217	189	252	210	175	180	126
	Макс.	550	670	791	934	812	826	995	995
	Ср.вред	392,64	405,19	401,18	435,77	411,1	409,99	442,27	403,39
	Стд.дев.	63,543	90,623	88,699	101,605	95,64	101,59	117,305	139,573
<b>NO<sub>3</sub></b>	Мин.	0,06	0,06	0,18	0,24	0,1	0,08	0,1	0,1
	Макс.	2,42	2,77	29,57	11,95	3,6	4,6	3,6	2,5
	Ср.вред	1,5936	1,6918	2,0684	2,0579	1,733	0,805	0,8438	0,8202
	Стд.дев.	0,53756	0,47571	2,52194	1,06876	0,74576	0,74655	0,58166	0,42356
<b>N</b>	Мин.	0,2	0,7	1,1	0,9	1,43	0,1	0,3	0,7
	Макс.	3,60	4	9	6,4	6,76	6,79	11,2	5
	Ср.вред	2,0220	1,949	2,2529	2,5825	2,8263	2,2466	2,4026	2,0064
	Стд.дев.	0,65630	0,68832	1,78189	0,94096	1,07856	0,72586	1,16367	0,83824
<b>PO<sub>4</sub></b>	Мин.	0,010	0,012	0,008	0,018	0,02	0,015	0,014	0,008
	Макс.	1,77	0,26	1	0,389	0,463	0,355	0,362	0,457
	Ср.вред	0,10424	0,0822	0,13514	0,14006	0,11987	0,1002	0,11709	0,09306
	Стд.дев.	0,22806	0,0435	0,09816	0,06967	0,06188	0,06085	0,06340	0,06428
<b>P</b>	Мин.	0,043	0,021	0,047	0,07	0,043	0,03	0,03	0,034
	Макс.	0,240	0,353	1,525	0,564	0,816	1,839	1,524	3,05
	Ср.вред	0,10409	0,13739	0,22789	0,21781	0,23734	0,24175	0,2025	0,27759
	Стд.дев.	0,04987	0,06487	0,20069	0,10203	0,14358	0,24484	0,15810	0,36666
<b>SiO<sub>2</sub></b>	Мин.	5	4	1	2	1	2	0	1
	Макс.	17	40	18	20	17	21	19	23
	Ср.вред	11,32	11,98	10,01	9,43	9,28	10,89	9,18	10,4
	Стд.дев.	2,228	3,424	3,691	3,735	3,73	3,746	4,066	4,645
<b>Na<sup>+</sup></b>	Мин.	5,1	5,7	3,3	4,8	3,2	4,6	4,6	2,4
	Макс.	12,6	32	60	112,1	25,3	48,1	97	130
	Ср.вред	8,088	13,299	13,464	16,151	11,951	13,417	20,877	14,146
	Стд.дев.	1,9577	5,061	9,1378	16,2807	4,7771	7,5073	17,1911	19,553
<b>K<sup>+</sup></b>	Мин.	0,7	0,6	0,2	0,9	0,7	0,6	0,8	1,2
	Макс.	2,6	22	12,2	12	9,4	9,3	12,5	40,2
	Ср.вред	1,674	2,286	2,787	2,872	2,992	2,683	3,756	4,441
	Стд.дев.	0,4693	2,3359	2,0019	2,164	1,6983	1,8138	2,689	6,321



<b>Ca<sup>2+</sup></b>	Мин.	33	18	29	20	26	27	23	20
	Макс.	72	80	89	94	95	96	120	123
	Ср.вред	53,90	56,89	57,97	60,08	53,88	56,93	57,04	53,44
	Стд.дев.	7,346	11,379	11,468	13,694	11,806	12,1	14,729	19,972
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	Мин.	7	2	6	4	5	5	1	3
	Макс.	27	65	33	42	38	33	52	43
	Ср.вред	16,37	16,93	18,31	16,84	17,77	18	18,82	17,45
	Стд.дев.	4,485	7,277	5,675	7,345	5,632	6,527	6,497	8,099
<b>Cl</b>	Мин.	2	3	3	4	6	1	4	3
	Макс.	18	23	49	72	57	31	33	42
	Ср.вред	6,98	9,31	10,91	16,7	18,55	12,14	13,31	16,34
	Стд.дев.	2,791	3,835	5,634	9,778	7,659	5,472	6,157	8,617
<b>SO<sub>4</sub></b>	Мин.	8	10	10	6	5	11	14	3
	Макс.	32	62	100	75	64	96	93	91
	Ср.вред	17,55	28,35	33,4	30,35	28,22	33,9	38,85	35,7
	Стд.дев.	5,458	9,259	16,141	11,769	10,805	14,355	14,33	15,194
<b>BPK<sub>5</sub></b>	Мин.	1,8	0,6	0	1,1	1	0,2	0,6	0,2
	Макс.	4,4	4,3	7	8,8	7,1	6	6	7,4
	Ср.вред	2,914	2,641	2,466	2,802	2,658	2,523	2,356	2,838
	Стд.дев.	0,6285	0,8221	1,0902	0,9412	0,7386	0,9519	0,8299	1,3846
<b>Zas. O<sub>2</sub></b>	Мин.	73	78	65	70	76	62	61	51
	Макс.	126	144	154	136	174	165	139	156
	Ср.вред	99,5254	104,630	101,540	96,478	99,8272	99,5926	94,5217	97,0642
	Стд.дев.	13,2292	17,8387	16,3196	18,8716	13,0862	11,9047	10,4756	18,2809
<b>NH<sub>4</sub></b>	Мин.	0	0	0	0	0	0	0	0,01
	Макс.	0,06	0,4	0,36	0,08	1,3	1	1	1,1
	Ср.вред	0,008	0,045	0,0159	0,0091	0,0676	0,1786	0,1533	0,1446
	Стд.дев.	0,00951	0,0605	0,03983	0,00974	0,16403	0,19955	0,19902	0,1762
<b>E.Coli</b>	Мин.	3800	1500	380	400	400	1000	500	240
	Макс.	24000	240000	96000	240000	24000	24000	2400	24000
	Ср.вред	20955,6	88939,0	17497,95	36136,15	21015,09	22865,38	24000	13819,64
	Стд.дев.	7098,49	105388	17410,06	61206,02	6859,452	4732,155	20260,53	11523,83

Табела 2. Дескриптивна статистика показатеља квалитета воде у функцији месеца мониторинга

		Јануар	Фебруар	Март	Април	Мај	Јун	Јул	Август	Септембар	Октобар	Новембар	Децембар
<b>T</b>	Мин.	0,3	0,3	1,5	6	9,2	11,8	17	15,8	14,0	8	2	1
	Макс.	7,5	8,3	11,5	14,5	22,6	26	28,7	28,8	25	20	15,8	8,2
	Ср.вред.	3,837	3,957	6,653	10,983	15,906	20,125	22,674	22,66	18,8	12,681	8,113	5,097
	Стд. Дев	1,8784	1,9651	2,1742	1,9252	2,9814	2,8138	2,6459	2,36	2,2713	2,7155	2,969	1,7941
<b>SM</b>	Мин.	1	1	2	1	4	1	2	1	1	1	1	2
	Макс.	166	544	372	395	773	1102	139	115	166	169	462	271
	Ср.вред.	23,35	51,82	51,51	51,13	58,55	67,8	24,93	19,04	17,02	19,49	25,65	30,13
	Стд. дев	28,893	96,452	57,87	71,965	93,904	136,492	25,415	17,458	22,607	27,262	66,393	43,789
<b>RK</b>	Мин.	8,7	9,8	9,7	8,2	7,2	6	5	5,6	4,6	6,2	6	8,7
	Макс.	16,7	15,5	15,2	13	14,9	13,8	13,2	13,8	12,2	13,3	15,6	16,9
	Ср.вред.	12,52	12,511	11,916	10,792	9,986	9,492	9,194	9,261	9,186	10,092	11,197	12,035
	Стд. дев	1,4017	1,3038	1,1924	1,1396	1,4994	1,3558	1,4499	1,6192	1,4572	1,3494	1,5901	1,2684
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	Мин.	88	100	68	80	94	120	90	90	75	100	119	96
	Макс.	416	285	361	302	278	366	484	480	416	460	396	368
	Ср.вред.	202,4	192,11	176,07	182,79	195,94	209,38	211,09	218,66	228,82	225,81	227,15	211,74
	Стд. дев	46,529	44,909	36,594	35,664	42,388	43,102	59,277	54,631	45,757	46,114	46,242	46,787
<b>pH</b>	Мин.	7,6	7,6	7,1	7	7	7	7	7	7	7	7	7
	Макс.	8,9	8,6	8,6	8,8	8,8	8,9	9	8,9	8,9	8,8	8,9	8,8
	Ср.вред.	8,182	8,091	8,07	8,115	8,153	8,19	8,285	8,277	8,2	8,106	8,118	8,058
	Стд. дев	0,2784	0,2668	0,3115	0,3247	0,3055	0,3121	0,3398	0,3172	0,3296	0,3045	0,3043	0,2573
<b>EP</b>	Мин.	210	210	126	183	175	218	181	167	180	204	195	220
	Макс.	682	547	478	536	569	755	816	898	995	934	839	708
	Ср.вред.	390,08	363,26	331,38	357,81	394,57	433,68	429,42	461,57	481	455,78	450,61	402,15
	Стд. дев	75,785	69,323	53,908	65,404	80,381	98,081	105,794	120,279	112,760	105,418	115,486	89,759
<b>NO<sub>3</sub></b>	Мин.	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,08	0,06	0,3
	Макс.	3,6	3,84	4,29	2,32	2,68	14,15	10,12	3,9	3,3	4,49	29,57	3,15
	Ср.вред.	1,5093	1,4335	1,238	1,214	1,3618	1,7035	1,4853	1,3061	1,7	1,5829	1,6533	1,5179
	Стд. дев	0,86567	0,82865	0,72071	0,59896	0,66433	1,44759	1,12418	0,73612	0,8013	0,8709	3,02469	0,69984
<b>N</b>	Мин.	1	1,1	1,2	0,9	0,8	0,3	0,1	0,6	0,4	0,8	0,7	1,1
	Макс.	4,81	6,06	4,47	4,83	4,9	9	10,5	4,8	5,0	6,79	11,2	4,8
	Ср.вред.	2,5455	2,4904	2,3075	2,1898	2,2844	2,3599	1,9588	1,97	2,30	2,4892	2,4765	2,4922
	Стд. дев	0,85496	0,85198	0,71382	0,75045	0,87076	1,33731	1,23465	0,74967	0,917	1,08216	1,44366	0,7068
<b>PO<sub>4</sub></b>	Мин.	0,02	0,01	0,014	0,008	0,02	0,016	0,022	0,014	0,019	0,037	0,014	0,009
	Макс.	1,77	0,457	0,327	0,193	0,305	0,34	0,343	0,417	0,463	0,349	1	0,274
	Ср.вред.	0,11495	0,09124	0,08409	0,07203	0,09572	0,11856	0,11886	0,13868	0,14111	0,14006	0,12737	0,10907
	Стд. дев	0,186471	0,056061	0,049184	0,03764	0,051072	0,066973	0,063743	0,082309	0,076974	0,064617	0,107738	0,053006

<b>P</b>	Мин.	0,03	0,049	0,034	0,043	0,041	0,054	0,06	0,054	0,021	0,048	0,041	0,03
	Макс.	0,415	0,78	0,81	0,824	1,524	1,525	0,534	0,651	0,648	0,564	3,05	0,399
	Ср.вред.	0,16336	0,18859	0,18147	0,16052	0,23478	0,28564	0,2076	0,22363	0,20543	0,20324	0,30038	0,14801
	Стд. дев	0,069985	0,124883	0,127253	0,116085	0,213464	0,240969	0,105756	0,120855	0,115784	0,10555	0,457414	0,070596
<b>SiO<sub>2</sub></b>	Мин.	2	2	3	3	1	3	0	1	0	1	1	7
	Макс.	15	16	40	18	21	20	19	21	18	23	17	18
	Ср.вред.	10	10,57	11,54	10,36	10,42	11,03	8,81	8,94	8,52	10,3	10,66	12,22
	Стд. дев	2,581	3,021	4,758	2,941	3,465	3,206	4,047	4,792	4,109	3,805	3,657	2,604
<b>Na<sup>+</sup></b>	Мин.	4,9	5,7	4,8	3,9	3,1	2,4	6,6	6,7	5,5	3,3	5	5
	Макс.	18,6	30,3	21,6	112,1	22	53	60	97	26	130	32	32,4
	Ср.вред.	11,019	11,925	10,122	10,883	9,45	13,675	15,473	16,744	13,0	18,152	12,963	13,3
	Стд. дев	3,5057	5,2449	3,8465	11,7949	3,5647	9,3926	10,4113	13,9331	4,6422	15,0574	6,0298	6,688
<b>K<sup>+</sup></b>	Мин.	0,9	0,6	0,6	0,9	1,1	0,6	0,9	0,6	0,2	0,4	0,8	1,2
	Макс.	3,6	5,4	4,4	5,8	9	40,2	12	11,5	7,9	12,5	7,9	7
	Ср.вред.	2,262	1,993	2,031	1,97	2,594	3,466	2,812	3,116	2,656	3,731	2,654	2,517
	Стд. дев	0,92	1,0454	0,8451	0,9051	1,7401	4,7403	2,2795	1,9133	1,6424	2,7286	1,6235	1,33
<b>Ca<sup>2</sup></b>	Мин.	26	20	20	18	27	30	27	20	23	27	31	27
	Макс.	122	77	92	83	86	96	123	123	100	115	120	88
	Ср.вред.	54,83	51,81	48,79	49,66	54,83	58,15	57,06	57,35	62,43	62,56	61,18	56,15
	Стд. дев	13,135	10,891	9,341	10,25	12,452	11,266	16,618	15,137	13,117	12,333	13,9	12,054
<b>Mg<sup>2</sup></b>	Мин.	1	7	4	5	4	2	3	6	4	5	5	6
	Макс.	52	32	32	30	33	36	65	42	42	42	35	36
	Ср.вред.	18,5	16,86	14,71	15,62	15,72	16,88	17,41	20,02	19,27	18,07	19,33	18,69
	Стд. дев	7,305	5,68	5,386	5,16	6,004	6,25	8,479	6,462	7,100	6,271	5,472	5,891
<b>Cl<sup>-</sup></b>	Мин.	3	1	3	3	3	3	2	4	5	3	3	5
	Макс.	36	33	35	33	39	38	42	57	33	72	59	46
	Ср.вред.	13,34	11,41	10,26	10,2	10,87	12,65	14,06	16,36	15,21	15,59	15,41	15,03
	Стд. дев	5,616	5,366	6,472	6,039	6,413	6,714	7,281	8,991	5,864	9,445	9,01	7,57
<b>SO<sub>4</sub></b>	Мин.	5	6	6	10	8	10	10	12	3	12	14	11
	Макс.	67	65	46	51	53	86	91	96	85	90	100	63
	Ср.вред.	29,44	28,96	27,25	25,66	27,49	31,14	32,66	36,25	36,05	35,93	36,26	32,44
	Стд. дев	12,813	12,879	8,639	9,54	9,592	13,487	14,725	15,925	13,1	16,21	15,729	11,382
<b>ВРК<sub>5</sub></b>	Мин.	0	0,6	0,2	0,5	0,7	0,6	0,7	1	1,2	0,2	0,2	1
	Макс.	4,4	4,4	5	7,4	5,8	6	8,8	7,1	7,0	4,9	4,8	6
	Ср.вред.	2,328	2,566	2,436	2,445	2,751	2,532	2,782	2,902	2,848	2,536	2,488	2,651
	Стд. дев	0,9242	0,7705	0,9285	0,9452	0,8771	0,9575	1,1421	1,2031	1,0847	0,8109	0,8266	0,9264

<b>Zas O<sub>2</sub></b>	Мин.	75	70	75	76	72	64	59	66	51	64	57	65
	Макс.	120	116	154	124	174	142	156	165	129	131	124	127
	Ср.вред.	95,8864	95,2396	97,23	97,7813	101,4545	105,301	106,9709	107,2277	98,5900	96,3774	94,299	94,5287
	Стд. дев	8,90877	9,51978	10,45708	9,69775	14,9402	12,92576	17,27883	18,9952	15,47569	13,32413	10,87252	9,93448
<b>NH<sub>4</sub></b>	Мин.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Макс.	0,83	0,6	1,1	0,53	0,5	0,59	0,72	0,95	1	1,3	1	0,65
	Ср.вред.	0,1137	0,0708	0,0617	0,0534	0,0507	0,073	0,0802	0,0802	0,0992	0,0896	0,0992	0,0965
	Стд. дев	0,19447	0,11363	0,15393	0,09787	0,08888	0,11814	0,1463	0,16181	0,17808	0,19923	0,17808	0,14154
<b>E.Coli</b>	Мин.	24000	2400	2400	240	500	220	24000	400	3800	880	24000	
	Макс.	24000	2400	3800	24000	24000	24000	24000	240000	24000	24000	24000	
	Ср.вред.	24000	2400	3100	468,898	20115	3663,32	24000	33477,26	21,475	3489,21	24000	
	Стд. дев	.	.	989,495	74171,98	9073,767	5419,14	0	51426,87	7141,77849	56084,58	.	

Табела 3. Дескриптивна статистика показатеља квалитета воде у функцији мерних станица на Морави

		Варварин	Багрдан	Трновче	Љ. Мост	Г.Мост	К.Стена	Краљево	Јасика	Маскаре	Ристовац	В.Хан	Грделица	Алексинац	Мојиње
<b>T</b>	Мин.	1	0,3	0,3	0,3	2	2	1	1	1	1	1,3	0,5	0,5	0,5
	Макс.	26	26,7	28,8	27,8	23,2	23,8	27,4	26	25,5	24,5	26,1	88,2	27,5	26,5
	Ср.вред.	12,9	13,1	13,9	13,4	12,2	12,4	12,6	12,6	12,8	13	12,4	12,7	13,7	13,6
	Стд.дев	7.5116	7,7907	7,8149	7,8745	6,3534	6,3503	6,8485	7,5467	7,3835	7,2994	7,3039	10,7618	7,5816	7,5085
<b>SM</b>	Мин.	1	1	1	2	1	1	1	2	1	4	2	1	1	1
	Макс.	1102	478	544	543	333	462	243	377	773	372	278	207	429	384
	Ср.вред	46	33	47	38	10,902	35	24	38	47	56	28	23	39	43
	Стд.дев	129,635	61,283	75,082	75,017	1,7608	65,837	33,934	57,633	106,337	72,218	39,955	34,785	61,34	56,237
<b>RK</b>	Мин.	7,1	5,9	6,2	5,3	127	7,8	7,6	7,1	6,9	4,6	6	7,3	5	6,9
	Макс.	16,7	14,4	14,9	14,7	368	14	13,5	100,3	15,1	15,2	14,5	14,5	15,5	15,6
	Ср.вред	11,051	10,366	9,988	10,832	190,68	10,731	10,692	11,979	11,03	9,449	10,169	11,229	10,349	10,699
	Стд.дев	1,7962	1,7773	1,8141	1,9215	34,837	1,5331	1,3795	9,3338	1,7657	2,1923	1,9644	1,9305	1,9862	1,8202
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	Мин.	158	139	130	131	127	129	132	124	164	87	96	68	100	110
	Макс.	276	304	317	310	368	258	310	361	285	484	329	262	279	397
	Ср.вред	222,34	204,32	224,88	211,29	190,68	192,31	218,48	213,92	223,88	269,81	186,43	141,63	200,53	205,19
	Стд.дев	23,061	34,138	35,788	37,744	34,837	27,881	33,863	33,858	28,126	85,263	61,022	39,825	38,271	40,701
<b>pH</b>	Мин.	7,8	7,5	7,6	7	7,6	7,4	7,6	7,9	7,9	7,2	7,1	7,4	7,6	7,6
	Макс.	8,9	9	8,8	8,6	8,9	8,9	8,9	8,9	8,9	8,6	8,4	8,7	8,9	8,9
	Ср.вред	8,316	8,159	8,172	7,852	8,226	8,152	8,318	8,304	8,321	7,807	7,937	8,062	8,086	8,149
	Стд.дев	0,2805	0,2343	0,2838	0,4342	0,244	0,253	0,207	0,2783	0,2893	0,2185	0,3067	0,2635	0,2662	0,2485
<b>EP</b>	Мин.	322	290	242	275	252	247	265	279	277	185	181	126	232	234
	Макс.	545	512	770	569	723	462	546	550	545	995	703	546	570	570
	Ср.вред	421,18	404,9	451,98	419,63	357,7	361,42	418,11	425,89	424,15	589,79	398,89	295,77	405,82	413,81
	Стд.дев	53,723	56,559	73,326	61,9	58,574	47,475	62,031	62,983	57,133	188,994	157,359	97,394	80,871	80,33
<b>NO<sub>3</sub></b>	Мин.	0,2	0,1	0,1	0,2	0,06	0,2	0,06	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	Макс.	2,92	11,95	4,35	29,57	2,45	2,8	2,8	4,29	3,84	10,12	4,6	3,3	2,7	2,4
	Ср.вред	1,4051	1,6647	1,5714	1,9447	1,3001	1,5723	1,4638	1,3343	1,4188	1,961	1,6481	1,3855	1,2093	1,1961
	Стд.дев	0,69542	1,32294	0,86216	3,2351	0,55623	0,63169	0,69237	0,79811	0,79827	1,40521	0,97857	3,50546	0,71878	0,67214
<b>N</b>	Мин.	1,1	0,8	1	0,8	0,8	0,2	0,4	0,8	0,6	1,4	1,1	0,1	1,1	1,1
	Макс.	4,38	6,76	6,79	4,47	11,2	3,86	4,44	3,54	4,21	10,5	4,4	3,33	3,6	3,9
	Ср.вред	2,3323	2,3244	2,5842	2,2054	2,3131	1,9885	2,3194	2,1671	2,3695	3,2535	2,4611	1,3755	2,0697	2,2438
	Стд.дев	0,72414	0,89059	1,37098	0,69235	1,58803	0,88648	0,64257	0,56579	0,70021	1,47374	1,0034	0,64051	0,56903	0,67495

<b>PO<sub>4</sub></b>	Мин.	0,013	0,025	0,024	0,008	0,018	0,016	0,008	0,01	0,02	0,03	0,036	0,028	0,013	0,013
	Макс.	0,192	0,221	1	0,21	1,77	0,185	0,327	0,178	0,223	0,463	0,362	0,207	0,308	0,315
	Ср.вред	0,10374	0,11465	0,14269	0,10302	0,09582	0,07088	0,07185	0,08972	0,10638	0,20064	0,14348	0,09092	0,13216	0,13746
	Стд.дев	0,0387	0,03824	0,10389	0,04525	0,19085	0,04140	0,04474	0,03414	0,04237	0,10365	0,08958	0,04034	0,06472	0,06721
<b>P</b>	Мин.	0,061	0,077	0,045	0,03	0,034	0,041	0,021	0,03	0,061	0,172	0,07	0,041	0,054	0,097
	Макс.	1,058	0,658	1,16	1,02	1,685	0,420	0,52	1,839	0,816	1,6	0,534	1,68	3,05	0,78
	Ср.вред	0,17982	0,19273	0,22511	0,20939	0,16601	0,13144	0,13326	0,19812	0,17499	0,40845	0,24182	0,20014	0,29421	0,23227
	Стд.дев	0,13075	0,09192	0,1611	0,1446	0,2101	0,07366	0,07454	0,23641	0,10734	0,21631	0,12359	0,2313	0,40486	0,10964
<b>SiO<sub>2</sub></b>	Мин.	1	1	0	1	4	5	2	2	0	5	4	2	1	1
	Макс.	20	15	15	16	17	18	16	40	16	23	18	16	14	14
	Ср.вред	10,48	9,34	8,8	8,83	10,55	10,11	10,88	11,27	10,25	14,59	11,8	10,63	7,86	8,1
	Стд.дев	3,779	3,555	3,728	3,706	2,431	2,764	2,673	4,767	3,378	3,716	3,568	2,724	3,106	3,727
<b>Na<sup>+</sup></b>	Мин.	7,6	5	7,7	3,1	3,3	3,2	4,7	5	6	8,3	5	2,4	6,5	6,7
	Макс.	23,1	22,7	23,5	35,9	12,6	14,5	14,9	21,6	19,6	130	112,1	38,2	31,2	29,6
	Ср.вред	11,551	12,336	13,768	13,406	7,427	7,123	8,7	10,72	11,244	34,228	28,262	16,216	14,988	14,863
	Стд.дев	2,7058	3,0259	3,7903	4,5162	2,504	2,2752	2,6075	2,9718	2,7199	25,0452	23,0881	7,8163	4,921	4,5131
<b>K<sup>+</sup></b>	Мин.	1	0,6	1	0,9	0,5	0,4	0,2	0,9	1,3	0,6	1,8	1,1	1,3	0,6
	Макс.	4,6	9	12,2	12,5	3	2,2	3	4	4,4	40,2	10,4	22	5,1	5,5
	Ср.вред	2,266	2,643	3,436	3,042	1,427	1,265	1,567	2,091	2,275	7,713	4,84	3,753	2,954	2,895
	Стд.дев	0,7595	1,162	2,0089	1,7837	0,5369	0,4413	0,5978	0,7033	0,678	6,1957	2,6161	3,4037	0,9807	0,98
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	Мин.	36	34	27	26	39	34	37	33	18	25	26	20	40	42
	Макс.	75	79	82	79	120	89	80	94	81	123	95	62	83	87
	Ср.вред	56,14	56,82	57,63	57,32	55,99	56,68	59,54	57,32	56,13	70,87	49,78	38,42	57,9	58,81
	Стд.дев	8,521	9,607	10,94	11,21	10,833	8,889	9,062	11,121	10,279	22,529	17,001	10,164	10,059	11,144
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	Мин.	6	10	6	8	3	7	5	9	9	6	5	4	1	6
	Макс.	29	31	37	42	24	32	34	32	52	43	28	65	26	27
	Ср.вред	19,68	18,16	19,48	18,94	13,86	14,41	19,02	20,65	22,07	22	14,95	11,78	14,93	15,52
	Стд.дев	4,657	4,927	6,384	5,836	4,208	4,296	5,697	4,91	6,755	8,501	6,095	7,603	5,084	4,985
<b>Cl<sup>-</sup></b>	Мин.	4	5	4	5	3	3	3	3	2	4	2	1	4	4
	Макс.	30	25	49	22	24	24	24	34	25	72	59	32	31	30
	Ср.вред	12,26	12,09	13,51	12,62	10,44	10,44	11,03	12,97	11,74	24,01	18,59	12,45	14,22	14,2
	Стд.дев	5,32	3,983	6,521	4,057	5,621	5,621	5,494	5,995	4,433	12,856	11,894	6,973	6,497	5,886
<b>SO<sub>4</sub></b>	Мин.	6	10	9	11	3	5	10	9	10	15	14	10	14	11
	Макс.	54	96	100	311	93	64	66	54	63	91	237	60	64	244
	Ср.вред	31,22	32,04	35,41	37,78	19,1	20,99	25,05	33	31,25	48,75	41,34	27,19	35,28	39
	Стд.дев	9,746	11,37	14,563	31,619	11,448	8,750	9,516	9,076	10,157	16,708	30,593	10,322	10,256	25,708
<b>ВПК<sub>5</sub></b>	Мин.	1	1	0,2	0,5	1	1,2	0,2	1	1	0,6	1,1	1,1	1	0,9
	Макс.	5,5	5,5	8,8	6,3	6	4,4	5,4	5	3,1	5,3	6	7,4	4,5	4,4
	Ср.вред	2,231	2,287	2,733	3,025	2,885	3,068	2,73	2,221	2,054	3,187	3,052	2,86	2,241	2,271
	Стд.дев	0,654	1,24	1,6329	1,1006	0,662	0,6342	0,8197	0,6197	0,4551	0,9348	0,8866	1,022	0,6494	0,6499

<b>Zas O<sub>2</sub></b>	Мин.	70	66	62	61	79	85	77	73	75	51	59	84	57	70
	Макс.	131	134	174	155	127	121	135	154	130	144	113	142	151	156
	Ср.вред	103,4458	98,8842	96,671	102,011	99,9767	99,033	99,3579	102,947	102,457	89	93,0923	101,96	97,6667	101,425
	Стд.дев	14,35207	13,76	20,6991	13,8372	8,26613	9,07758	9,74343	15,1821	13,1625	14,2736	9,75436	10,5091	15,25046	14,8757
<b>NH<sub>4</sub></b>	Мин.	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0,01	0,01	0,01	0
	Макс.	0,59	0,53	1	1,3	0,9	0,83	1,1	0,29	0,65	1	0,85	0,29	0,53	0,5
	Ср.вред	0,0466	0,0328	0,1111	0,1044	0,1174	0,0827	0,0902	0,0371	0,043	0,1613	0,1118	0,0508	0,0567	0,0561
	Стд.дев	0,09676	0,08539	0,19319	0,20258	0,18689	0,14848	0,16477	0,05124	0,8889	0,23742	0,18346	0,05906	0,09348	0,0985
<b>E.Coli</b>	Мин.	2400	400	220	1200	220	3800	240	440	24000	2400	2400	1500	2400	400
	Макс.	24000	24000	24000	24000	24000	24000	24000	24000	24000	24000	24000	24000	24000	24000
	Ср.вред	22828,57	5658,20	14782,6	13884	18348,4	20275	14547,1	22379,2	24000	21182,6	22828,5	15300	21556,52	22175
	Стд.дев	7437,96	85,658	9591,67	10189,3	9642,96	7534,91	10495,0	5857,90	0	7437,96	4726,21	11031,4	6552,711	6203,31

## БИОГРАФИЈА



Данијела Воza је рођена 20.01.1983. године у Зајечару. Основну и средњу школу завршила је у Бору. Године 2009. дипломирала је на Природно-математичком факултету Универзитета у Новом Саду, Одсек за географију, туризам и хотелијерство. Мастер академске студије завршила је на Одсеку за инжењерски менаџмент Техничког факултету у Бору Универзитета у Београду 2009. године, са просечном оценом у току студија 9,57 и 10 на дипломском - мастер раду. По завршетку мастер студија на Техничком факултету у Бору, уписала је докторске студије на студијском програму Инжењерски менаџмент.

У октобру 2008. године запослила се на Техничком факултету у Бору у звању сарадника у настави за ужу научну област Друштвене науке, а после уписа докторских студија у звању асистента за исту ужу научну област. Као асистент изводи вежбе на предметима: Основи социологије, Култура комуникације и Односи с јавношћу. Завршила је HP Graduate Entrepreneurship Training IT (GET-IT), као део обуке за имплементацију нових технологија у пословања и постала GET-IT тренер. Током децембра 2011. године боравила је на двонедељном усавршавању у Биркенфелду – Немачка (Environmental Campus Birkenfeld - University of Trier). Тренутно је ангажована у реализацији пројекта „Одрживост идентитета Срба и националних мањина у пограничним општинама источне и југоисточне Србије (179013)“, који се изводи на Универзитету у Нишу – Машински факултет, а финансира га Министарство за науку и технолошки развој РС.

Током мастер и докторских студија учествовала је на више домаћих и међународних конференција. Аутор је или коаутор више радова саопштених на националним и међународним конференцијама и аутор или коаутор неколико радова објављена у међународним часописима.



СПИСАК НАУЧНИХ РАДОВА НАСТАЛИХ КАО РЕЗУЛТАТ ИСТРАЖИВАЊА  
ПРИКАЗАНИХ У ДИСЕРТАЦИЈИ

**Радови у часописима међународног значаја (M-23)**

Voza, D., Vuković, M., Takić, Lj., Arsić, M. 2015. Spatial and seasonal variations in the water quality of the Morava River System, Serbia. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(3): 1119 – 1130. **IF (2014) 0,378**

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

Voza, D., Vuković, M. Utility of multivariate statistical techniques in surface water quality evaluation – case study: the Danube River. 9th International May Concefernce on Starategic Management – IMKSM2013, 24 - 26 May 2013. Bor, Serbia, Proceedings, 835 - 844.

Voza, D., Vuković, M., Arsić, M. Modelling of spatial variations in surface water quality. XI International May Conference on Strategic Management - IMKSM2015, 29 - 31 May 2015, Bor, Serbia, Proceedings, 257 – 263

**Радови саопштени на скупу међународног значаја штампан у абстракту  
(М- 34)**

Voza, D., Vuković, M., Arsić, M. Water quality analysis of Morava River, Serbia. 4 th International Symposium on Environmental and Material Flow Management – EMFM14 31st October –2nd November 2014, Bor’s Lake, Serbia, Proceedings, 151.

Прилог 1.

## Изјава о ауторству

Потписани-а Данијела Воза

број индекса 6/2009

### Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

Моделовање просторних и временских промена квалитета површинских вода

---

---

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

**Потпис докторанда**

У Београду, \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

Прилог 2.

## Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора Данијела Воза

Број индекса 6/2009

Студијски програм Инжењерски менаџмент

Наслов рада Моделовање просторних и временских промена квалитета  
површинских вода

Ментор Проф. др Милован Вуковић

Потписани/а Данијела Воза

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

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

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

**Потпис докторанда**

У Београду, \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

### Прилог 3.

## Изјава о коришћењу

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

Моделовање просторних и временских промена 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 Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

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

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

**Потпис докторанда**

У Београду, \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

1. Ауторство - Дозвољавање 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. Дозвољавање умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.

3. Ауторство - некомерцијално – без прераде. Дозвољавање 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. Дозвољавање умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.

5. Ауторство – без прераде. Дозвољавање 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. Дозвољавање 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.