

**УНИВЕРЗИТЕТ У ПРИШТИНИ
ПРИРОДНО - МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ОДСЕК БИОЛОГИЈА**

мр Гордана Богдановић -Душановић

**БИОИНДИКАЦИЈЕ ДЕЛОВАЊА АЕРОЗАГАЂЕЊА НА
АУТОХТОНЕ И ЕКСПОНИРАНЕ ВРСТЕ ЛИШАЈЕВА
EVERNIA PRUNASTRI (L.) ACH. И *USNEA HIRTA (L.) WEB.*
IN. WIG. У РЕГИОНУ ВРАЊА**

ДОКТОРСКА ДИСЕРТАЦИЈА

**КОСОВСКА МИТРОВИЦА
2006.**

*Својој деци,
Вукану, Јелени,
и супругу Дејану*

Биоиндикације деловања аерозагађења на аутохтоне и експониране врсте лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. у региону Врања

Резиме:

Изванредан успех људске делатности, нарочито у XX веку, у разним областима науке, технологије, саобраћаја изазвао је истовремено и деградацију, и загађивање животне средине, које има глобални карактер.

Циљ овог рада био је испитивање физиолошко-биохемијских параметара и морфолошких промена код врста лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. аутохтоних са Врањског региона и истих врста сакупљених са Копаоника, које су биле изложене утицају аерозагађивача, у два периода од по шест месеци (зима-пролеће, лето-зима), на седам локалитета у региону Врања. Наша интересовања су била усмерена на праћење садржаја тешких метала (Pb, Cu, Zn, Cd и Al), ензима каталазе и пероксидазе, аминокиселине пролин, аскорбинске киселине, хлорофила „a” и „b” и морфолошких карактеристика код талуса аутохтоних и експонираних врста лишајева. Узорци су били подвргнути најсавременијим методама које се данас примењују у науци од сакупљања материјала, преко детерминације, до анализа биохемијско-физиолошких и морфолошких промена.

Евидентирана је загађеност животне средине проучаваног подручја. Загађивачи ваздуха у области Врања потичу из различитих извора загађења (индустрије, саобраћаја, котларница, урбанизације, НАТО бомбардовања). Доминантни загађивачи у животној средини Врања су тешки метали, SO₂, NO_x, CO, CO₂, чађ, прашина, летећи пепео, осиромашени уранијум и др. Дистрибуција емисија условљена је ружом ветрова при чему су најчесталији североисточни, западни и источни ветрови. На дистрибуцију загађивача утичу и климатски и еколошки фактори. Клима Врања је измењено умерено континентална, јер трпи утицаје с југа медитеранске и планинске климе са запада.

Добијени резултати о садржају тешких метала показују да их лишајеви апсорбују и акумулирају неравномерно, и да њихова апсорпција и акумулација зависи од врсте лишаја, периода вегетирања, локалитета и од врсте метала. Код аутохтоне врсте лишаја *E. prunastri*, апсорпција и акумулација тешких метала се разликује од експонираних врста. Док су експониране врсте избегавале апсорпцију Pb и Al, а неке у периоду зима-пролеће акумулирале Cd, резултати показују да ова аутохтона врста лишаја избегава апсорпцију Pb и Cd, а акумулира Al, Cu и Zn. Уочене су три групе лишајева: селективни, толерантни и индикативни. Повећана активност каталазе и пероксидазе је констатована код експонираних врста лишајева на свим локалитетима, док се активност ових ензима код аутохтоне врсте није мењала. Запажене су разлике у садржају пролина код експонираних врста и оне углавном зависе од периода вегетирања, концентрације загађивача и еколошких фактора. Код аутохтоне врсте лишаја на свим локалитетима утврђене су веће количине пролина у односу на контролу. Резултати показују да постоје промене у садржају аскорбинске киселине и да оне зависе од концентрације и врсте загађивача, као и од периода вегетирања. Такође, уочен је повећани садржај аскорбинске киселине у периоду зима-пролеће у односу на период лето-зима. Садржај хлорофила „a” и „b” у талусима експонираних врста мањи је у односу на контролу на свим локалитетима, док је код аутохтоне врсте повећан на свим локалитетима. Током периода експонирања уочене су и морфолошке карактеристике на талусима које се огледају у промени развијености талуса, његове боје, гранања и дубине режњева. Наведене морфолошке карактеристике израженије су код врсте *U. hirta* у односу на контролу. У току истраживања наведених параметара запажена је варијабилност резултата код експонираних и аутохтоних врста лишајева. Ипак се слободно може рећи да загађивачи изазивају промене у метаболизму испитиваних параметара и то вероватно тако што инхибирају или активирају ензиме одговорне за синтезу или деградацију штетних метаболита. Метаболичке промене настају врло рано код лишајева пре појаве видљивих оштећења, те се могу користити за биохемијско-физиолошки мониторинг у циљу ране детекције загађења.

Кључне речи: лишајеви, талус, аерозагађење, тешки метали, каталаза, пероксидаза, пролин, аскорбинска киселина, хлорофили „a” и „b”, морфолошке карактеристике.

Bioindication of aero-polluters affecting autochthonous and exposed species of lichen *Evernia prunastri* (L.) Ach. and *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. in Vranje region

Abstract:

The remarkable success of human labour, especially in the 20 century, in various fields of science, technology, and communications simultaneously caused degradation and environmental pollution of environment, which has a global character.

The aim of this work was to examine physiological and biochemical parameters and morphological changes of species of lichen *Evernia prunastri* (L.) Ach. and *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., Autochthonous from Vranje region and gathered from Kopaonik, which were exposed to the impact of aero-polluters on seven sites in Vranje region in two periods of six months (winter-spring, summer- winter). Our interests were aimed at following the content of heavy metals (Pb, Cu, Zn, Cd и Al), enzymes catalase and peroxidase, amino acid proline, vitamin C, chlorophylls „a” and „b”, and morphological characteristics of thallus of autochthonous and exposed species of lichen. The samples were examined with contemporary methods nowadays used in science which vary from gathering of the material, determination, analyses of physiological and biochemical and morphological changes.

The environmental pollution of the examined area was noted. Aero-polluters in Vranje region originate from various sources of pollution (industry, traffic, boiler room, urbanization, NATO bombing). The dominant polluters in the environment of Vranje are heavy metals, SO₂, NO_x, CO, CO₂, soot, dust, flying ashes, depleted uranium, etc. The distribution of emission is conditioned by winds of which the predominant are north-east, west and east ones. The distribution of polluters is affected by climatic and ecological factors. The climate of Vranje is altered mild continental, because it is affected by the Mediterranean climate from the south and the mountain climate from the north.

The given results of the content of heavy metals show that lichen absorb and accumulate them unequally, and that their absorption and accumulation is dependent on the species of lichen, period of vegetation, location and sorts of metals. Autochthonous species of lichen *E. prunastri*, has absorption and accumulation of heavy metals which is different from the exposed species. While the exposed species avoided the absorption of Pb and Al, some of them accumulated Cd in winter-summer period. The results show that this autochthonous species of lichen avoids the absorption of Pb and Cd, and accumulates Al, Cu and Zn. Three groups of lichen are spotted : selective, tolerant and indicative. The increased activity of catalase and peroxidase is noted with exposed species of lichen at all sites, while the activity of these enzymes with autochthonous species didn't change. The differences of the content of proline with the exposed species is spotted, and they mainly depend on the period of vegetation, concentration of polluters and ecological factors. It is determined that the autochthonous species of lichen at all sites has larger quantities of proline in regard to the control. The results show that there are changes in the content of vitamin C and that they depend on the concentration and sorts of polluters, as well as the period of vegetation. Also, the increased content of vitamin C is noted during the period winter-summer, unlike the period winter-spring. The content of chlorophylls „a” and „b” in thallus of the exposed species is less than in the control at all sites, and when it comes to the autochthonous species it is increased at all sites. During the period of exposure morphological characteristics on thallus are spotted and they reflect in the change of development of thallus, its colour, branching and the depth of slices. The given morphological characteristics are more specific with *U. hirta* in regard to the control. During the examination of the parameters the variability of the results with the exposed and autochthonous species of lichen is spotted. Yet we can say that polluters cause changes in the metabolism of the examined parameters probably by inhibition and activation of the enzymes responsible for synthesis and degradation of harmful metabolites. Metabolism changes appear very early with lichen before the appearance of visible damage, so they can be used for biochemical and physiological monitoring aimed at early detection of pollution.

Key words: lichen, thallus, aero-pollution, heavy metals, catalase, peroxidase, proline, vitamin C, chlorophylls „a” and „b”, morphological characteristics.

Ова докторска дисертација израђена је у лабораторијама Завода за заштиту здравља и Више техничко-технолошке школе у Врању, уз свесрдну помоћ и разумевање руководиоца и особља, на чему се искрено захваљујем.

Овом приликом желим да изразим своју дубоку захвалност ментору др Радмили Трајковић, ванредном професору Природно-математичког факултета у Приштини, са седиштем у Косовској Митровици, на несебичној помоћи искусног биљног физиолога и биохемичара коју ми је пружала у свакој прилици у току лабораторијских истраживања и писања ове дисертације.

Посебну захвалност дугујем проф. др Драгославу Пејчиновићу, редовном професору у пензији Природно-математичког факултета у Приштини, са седиштем у Косовској Митровици, који ми је помогао својим саветима приликом избора теме, као и моралној подршци како на терену, тако и током писања овог рада.

Велику захвалност дугујем и проф. др Слободану Глигоријевићу, редовном професору Природно-математичког факултета у Приштини, са седиштем у Косовској Митровици, на великој помоћи и сугестијама у току рада и завршној изради ове дисертације.

Захваљујем се и колеги др Недељку Манојловићу са Природно-математичког факултета у Крагујевцу на свесрдној сарадњи и саветима које ми је пружао у току израде рада.

На крају, захваљујем се свима онима који су ми на било који начин пружили помоћ да завршим овај рад.

САДРЖАЈ

УВОД

| | |
|---|--------|
| 1. ЗАГАЂЕЊЕ И ЗАГАЂИВАЧИ..... | 1-11 |
| 1.1 Преглед досадашњих истраживања..... | 1-11 |
| 1.2 Циљ рада | 12 |
| 2. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ..... | 13-14 |
| 3. РЕЗУЛТАТИ РАДА И ДИСКУСИЈА..... | 15-39 |
| 3. 1. ОПШТИ ДЕО..... | 15-39 |
| 3.1.1. Географски положај и физичко – географски услови проучаваног подручја..... | 15-16 |
| 3.1.2. Геолошки и педолошки састав..... | 16-17 |
| 3.1.3. Хидрографија | 17-18 |
| 3.1.4. Клима..... | 18-20 |
| 3.1.5. Структура загађења | 21-35 |
| 3.1.6. Основне карактеристике лишајева | 35-37 |
| 3.1.7. Систематска припадност проучаваних врста..... | 38-39 |
| 3.2. ПОСЕБНИ ДЕО..... | 40-89 |
| 3.2.1. Апсорпција и акумулација тешких метала у талусу лишајева..... | 41-55 |
| 3.2.2. Биохемијско – физиолошке индикације проучаваних врста лишајева <i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach. и <i>Usnea hirta</i> (L.) Web. in Wig..... | 56 |
| 3.2.2.1. Активност ензима каталазе..... | 56-62 |
| 3.2.2.2. Активност ензима пероксидазе..... | 62-68 |
| 3.2.2.3. Садржај аминокиселине пролин..... | 69-74 |
| 3.2.2.4. Садржај аскорбинске киселине..... | 75-79 |
| 3.2.2.5. Садржај хлорофила „a” и „ b”..... | 80-83 |
| 3.2.3. Морфолошке карактеристике истраживаних врста са различитих локалитета..... | 84-90 |
| 4. ЗАКЉУЧНА РАЗМАТРАЊА..... | 91-95 |
| 5. ЛИТЕРАТУРА..... | 96-104 |

ПРИЛОЗИ

УВОД

Изванредан успех људске делатности, нарочито у XX веку, у разним областима науке, технологије, саобраћаја, изазвао је истовремено деградацију и загађивање животне средине. То загађење у почетку је било локалног карактера, везано углавном за радну средину (професионална обољења). Савремено загађење има глобални карактер и представља преокупацију читавог човечанства. Глобално загађење обухвата све компоненте животне средине (вода, ваздух, земљиште, храна) и представља међународни проблем читавог човечанства, па је с правом названо „еколошком кризом”. Зато је готово у свим земљама света отворен широк фронт борбе за отклањање негативних последица загађења, као и против даље деградације животне средине. Тако је прва конференција о животној средини под покровитељством Уједињених нација одржана 1972. год. у Стокхолму, а друга 1992. год. у Рио де Женеиру. На њима је указано на тешке последице загађења и деградације животне средине које ће се одразити на садашње и будуће генерације.

Данашње загађење не познаје националне границе. Загађивачи који су емитовани у једној земљи путем ваздушних струјања, водотока, хране, шире се и преносе на велике даљине, па тако врло често погађају земље које нису изворишта загађења. Тако нпр., емисије SO_2 , NO_2 и других гасова који учествују у формирању киселих киша угрожавају Скандинавско полуострво, а потичу из Велике Британије и других европских земаља. ДДТ је, на пример, нађен у леду поларних капа, тамо где никад није употребљен.

Савремено загађење изазива штетне ефекте у атмосфери и то: у ваздуху, води, земљишту, храни, материјалима, одражавајући се на све популације живих организама, укључујући и људску. Поменућемо примера ради: нарушавање озонског омотача, феномен „стаклене баште”, кризу кисеоника итд. За последњих 15 година смањио се озонски омотач 5 %, а највећа озонска рупа налази се изнад Антарктика.

1. ЗАГАЂЕЊЕ И ЗАГАЂИВАЧИ

1.1. Преглед досадашњих истраживања

Према Tayloru (1996), заштита животне средине је морална обавеза сваког становника наше планете, без обзира на његова географска и временска кретања, тј., без обзира на географске и временске промене у његовом животу. То значи да је свако, на сваком месту и у свако доба дужан да поштује и штити екосистеме. Супротно томе, једног дана може доћи до колапса екосистема што ће човечанство коштати више него да се је придржавало основних начела заштите животне средине. Bickham and Smolen (1994) истичу да је контаминација животног окружења најновијим хигијенским средствима постала светски проблем који све више оптерећује целокупну биосферу.

Промене у екосистемима често настају под утицајем разних агенаса који мењају квалитет животне средине и стварају неповољне услове за живот микроорганизама, биљака, животиња и човека. Негативне промене у животној средини доводе до загађивања која погоршавају квалитет животних услова. Материје које изазивају све ове промене називају се загађивачи. Загађивањем једног дела животне средине долази до поремећаја животних функција различитих организама, па и њихове смрти, односно елиминације појединих живих бића или чак свих врста које насељавају одређен простор.

Повећањем концентрације загађивача долази до појаве штетних ефеката по живи свет екосистема. Загађивачи су најчешће материје које бивају унете у екосистем од стране човека, односно, супстанце које нису његови природни састојци. Они постају токсични када њихова концентрација премаши, тзв. критичан праг, односно, онај ниво изнад кога системи аутопурификације постају неефикасни. Због тога се користе појмови: максимално дозвољена концентрација (МДК) и гранична вредност (ГВ). Ови појмови се односе на концентрације оних супстанци које нису природни састојци воде, ваздуха и земљишта. До ових података се долази експерименталним путем, различитим врстама анализа, коришћењем стандарних тестова итд.

Класификација загађивача – С обзиром на то да се данас јавља велики број загађивача у животној средини, тешко је одредити њихову класификацију. У том смислу, користе се различити критеријуми нпр.: хемијска природа, извори, њихова употреба, ефекти на живи свет и др.

Најпростија подела загађивача је на природне и антропогене. Загађење природног порекла чини мања група материја која изазива промене у екосистемима са минималним штетним ефектима. Они представљају производе природних процеса и активности, а то су: прашине, димови пожара, гасови термалних вода, вулканске ерупције, споре, полен, бактерије и продукти метаболизма. Неке материје ослобађају се из океана, као CO, CO₂, H₂S, хлориди и друга једињења. На другој страни налазе се загађивачи антропогеног порекла. Материје из ове групе могу бити различите по свом пореклу, саставу и дејству на живи свет. Највећи извори загађења антропогеног порекла су индустрија, саобраћај, пољопривреда и њена производња.

Најзаступљенији загађивачи ослобођени из индустријских постројења у животној средини су: једињења сумпора, угљеника, азота (претежно оксиди), халогена једињења, честице (чврсте и течне), тешки метали, флуориди, угљоводоници, дим, честице и радиоктавне материје. Саобраћај најснажније учествује у загађивању ваздуха, чак са 60%. Издувни гасови аутомобила садрже: угљен – моноксид, азотне оксиде, сумпор – диоксид, угљоводонике, Pb, Cd, Zn, кетоне, алдехиде и др. Пољопривреда такође представља један од битних извора загађења ваздуха штетним гасовима, као што су: CH₄, CO₂, NH₃ и N₂O. Ова штетна једињења након образовања одлазе у атмосферу, одакле се сувим или мокрим таложењем обарају на земљу загађујући животну средину. Такође, судбина загађивача зависи и од њихових хемијских особина, радиоактивности и присуства других једињења.

SO₂ и тешки метали имају примарно место међу загађивачима животне средине.

Угаљ се користи у великим количинама за добијање електричне енергије у термоелектранама, при чему се као полутанти јављају SO₂, летећи пепео, азотни оксиди, угљен -моноксид, угљоводоници и метали у траговима. Квалитативни и квантитативни удео појединих компоненти отпадних емисија зависе од врсте и квалитета угља, као и начина сагоревања. У иглицама бора у условима SO₂-стреса повећава се акумулација сумпора, а то се одражава на настанак одређених повреда (Manninen and Huttunen, 1995). Cook et al. (1994) истраживањем садржаја Pb, Zn и Cu у узорцима маслачка у фази цветања из урбане средине утврдили су да је највећа концентрација ових метала нађена код узорака из центра града, а да се са удаљавањем од њега концентрација смањивала. Редослед акумулације је био следећи: Pb > Zn > Cu.

У рејонима развијене технолошке индустрије, која је иначе представљала извор аерополуганата, Гравелб et al. (1994) пронашли су веће концентрације тешких метала на површини земљишта.

Загађујуће супстанце ослобођене из аутомобила утичу на локално загађење, док емисије високих димњака бивају транспортоване на мањим или већим растојањима, што зависи од физичке структуре извора емисија, временских прилика, састава атмосфере, конфигурације земљишта, дифузије и хемијских реакција. Преципитација (таложење) се може одвијати сувим или мокрим таложењем, чиме се завршава пређени пут полутаната од извора, преко атмосфере до површине земље, који је цикличног карактера. Поред преципитата који падају на земљиште, присутне су још и отпадне воде, кисели остаци (од соли којима се посипају путеви зими, од испарења нафте), остаци пестида и др.

Загађивање атмосфере утиче на глобалне промене климе, при чему ефекти могу бити краткорочни и дугорочни.

У краткорочне промене климе убрајају се промене светлосног режима и микроклима градова.

У дугорочне промене климе спадају криза кисеоника, феномен „стаклене баште” и промене у заштитном озонском омотачу.

Поремећај у производњи и потрошњи O_2 је разлог појаве кризе кисеоника, будући да од половине XX века потрошња кисеоника надмашује глобалну производњу. Овај податак би требало да буде један од разлога да више пажње посветимо фабрикама кисеоника, односно шумама, и плућима света – прашумама. Узрок феномена „стаклене баште” је повећање концентрације CO_2 која пропушта краткоталасне сунчеве зраке, а они се рефлектују као дуготаласни и загревају ниже слојеве атмосфере. Озонски омотач се налази у стратосфери и штити сва жива бића од јонизујућих UV зрака. Фреони (хлорофлуороугљоводоници) проузроковали су у појединим деловима стратосфере смањење дебљине озонског омотача и појаву озонских рупа, а састојци су спрејева, парфема, боја, лакова, расхладних уређаја и пестицида. Када се нађу у стратосфери, ступају у хемијске реакције са молекулима озона које претварају у кисеоник, а сами фреони губе хлор. Последице које настају под утицајем загађивача испољавају се на здравље човека, животиња и морфолошко-анатомске структуре биљака, на популације свих врста, екосистема и биосфере (Gilbert, 1996).

Жива бића нису заштићена, већ изложена утицају аерозагађења на било ком нивоу биолошке организације, од молекула до биоценозе. Загађујуће материје могу да доспеју у организме индиректном (ланци исхране) или директном контаминицијом. Ефекти могу бити непосредни – резултат су директног деловања загађивача и посредни – као последица

промена фактора битних за одвијање животних процеса. Интензитет дејства токсиканата зависи од њиховог састава, покретљивости и постојаности.

Жива бића преживљавају захваљујући њиховој разноврсности и адаптивности спољној средини која им омогућује промене у структури која чини нешто ново. Од почетка индустријске револуције, биљни и животињски организми, укључујући и човека, били су принуђени сталном прилагођавању великом броју нових загађујућих супстанци у животној средини. Живи организми нису изложени утицају само изворних облика ових супстанци, већ и њиховом заједничком дејству, тј. њиховим различитим комбинацијама и производима њихових интеракција.

Човек као најсавршеније живо биће, без хране може да издржи 5 недеља, без воде 5 дана, али само 5 минута без ваздуха. Значи, ваздух мора удисати ма колико он био чист или загађен. Један од проблема живљења у урбаним срединама представљају аерозагађивачи, затим метеоролошки услови, температурне и стагнационе инверзије. Ефекти загађења ваздуха могу бити акутни и хронични, индиректни и директни, соматски, канцерогени и генетски. У људски организам аерозагађивачи продиру претежно респираторним путем. Управо ово је разлог појаве многобројних обољења: масовних прехлада, алергија, бронхитиса, астме, емфизема плућа, силикозе и канцера плућа. Постоји велики број научника који се баве проблемом утицаја аерозагађивача на респираторни систем, будући да су плућа најдиректније изложена утицајима загађеног ваздуха. Испитивањем квалитета ваздуха у основним школама у Новом Саду утврђена је висока концентрација CO_2 и CO , пренаглашено присуство микроорганизама, док су вредности прашине биле у границама нормале. Ово је један од разлога који доводи до честих здравствених проблема основаца (Миросављевић *et al.*, 1999).

Ивановић и сарадници (1988) закључују да је учесталост појаве опструктивног бронхитиса код деце врањског краја већи у зимским месецима, при чему су поред ендогених, битни и егзогени фактори као што су магла, дим, SO_2 , чађ, већа влажност ваздуха, речју, лоши метеоролошки услови и аерозагађење.

Истраживана је такође међузависност између концентрација SO_2 и чађи, с једне, и амбулантних посета деце узраста 12 година услед респираторних обољења, с друге стране. Показало се да је у зимском периоду (период ложења) повећан број деце са респираторним обољењима, што је у директној вези са повећањем броја честица аерозагујућих материја у ваздуху града Ниша (Николић и Никић, 1999).

Прегледом доступне литературе наишли смо на неколико занимљивих истраживања о утицају аерозагађења на *животињске организме*, па ћемо их у наставку текста поменути. С обзиром на то да животиње представљају једну од карика у ланцима исхране, и то мобилну, оне могу бити изложене директном и индиректном утицају аерозагађивача.

Према Hall-у (1970), вишак бакра доводи до значајних биохемијско-физиолошких и морфолошких промена код биљака, животиња и човека. Његов недостатак у животињским организмима изазива анемију, и то преко поремећаја у синтези хемоглобина.

Variaud and Mestre (1984) је утврдио да су антиоксидативни ензими каталаза и пероксидаза врло осетљиви на интоксикације различитог типа. Тако, код риба заражених пестицидима јавља се смањена активност ензима пероксидазе у крви, што је последица присуства датог пестицида (Meteliev, 1971).

Максимовић-Ђекић Н. (1998) утврдила је повећање активности каталазе код пацова третираних оловоацетатом. Каталаза и пероксидаза имају важну улогу у метаболичким процесима (Harper and Balke, 1981). Сасвим је разумљиво јер су они одговорни за одбрамбене реакције организама (Петровић, 1991).

Морфолошке промене код *биљака* манифестују се касније на листовима и стаблима, у виду заостајања у расту и др. Резултат тих промена доводи до сушења биљака. Способност биљака да реагују на промене средине може се пратити на основу брзине одговора, као и на основу типа реакције у поређењу са контролним биљкама (Skuoedene, 1990). Деловање аерополутаната на воду, ваздух и земљиште изазива нарушавање важних физиолошких процеса – клијање семена, растење биљака, фотосинтезу и дисање. Ове биохемијско - физиолошке промене одређују животно стање биљака (Verhoturova et al., 1990). Сумпор је конститутивни, неопходни елемент за живот биљака, и има улогу физиолошким процесима. Сумпор-диоксид долази као природни загађивач ваздуха преко вулканских ерупција, али количине које на овај начин доспевају у атмосферу су незнатне, па о њима и не треба говорити. Међутим, SO₂ који долази у атмосферу активношћу људи у различитим гранама индустрије, али и приликом сагоревања фосилних горива у саобраћају, одражава се на животну средину.

При сагоревању једне тоне угља ослобођа се: 75 кг прашине, 40 кг SO₂, 4 кг угљоводоника, 15 кг киселина, 4 кг азотних оксида; код сагоревања једне тоне нафте настаје: 30 кг SO₂, 4,6 кг угљоводоника, 15 кг киселина, 13,5 кг азотних оксида, а сагоревањем једне тоне гаса: 3,4 кг киселина и 27 кг азотних оксида.

Енглески краљ Edvard је још 1306. године због штетних последица димова који се ослобађају при сагоревању угља прокламовао забрану његовог коришћења у Лондону.

Сумпор-диоксид се кратко задржава у атмосфери након емитовања, јер се у непромењеном или промењеном облику враћа на земљу и то путем дилуције, стварањем секундарних једињења, или пак сувим или мокрим таложењем. Врло често сумпор-диоксид са присутном водом у атмосфери гради сумпорну киселину која је 20 пута јачи агенс од SO_2 . За настанак ове киселине је потребно око 14 дана, а ваздушним струјањима се може пренети и неколико стотина километара даље од места настанка. Пошто је сумпорна киселина један од састојака киселих киша, доспева на површину земље и изазива промену њене рН вредности. Сумпор диоксид улази у биљку у гасовитом облику преко стома, мањим делом преко кутикуле и корена. У биљци се највише транспортује у листове, чиме се смањује његова концентрација у стаблу и корену. Када доспе у мезофил листа, сумпор-диоксид реагује са водом и даје сулфитни јон, који се даље оксидује у сулфатни јон. Сулфити су токсичнији од сулфата, те због тога ступају у реакције са различитим молекулима, и изазивају различите промене у биљкама.

Прва запажања о штетном утицају повећаних концентрација SO_2 на биљни свет јавила су се крајем прошлог века, када су уочене промене на лишајевима у урбаним и индустријским регионима, јер ови организми поседују високу осетљивост на повећане концентрације SO_2 , те се због тога сматрају најбољим биоиндикаторима на загађење ваздуха овим аерополутантом.

Проблематиком апсорпције сумпора од стране виших биљака бавило се неколико тимова истраживача.

Herschbach et al. (1995) су код спанаћа који је гајен на хранљивим растворима са нормалним и сувишним сумпором у храни, утврдили повећање апсорпције и транспорта који оптерећује ксилем, и то код оних које су гајене не медијумима са повећаним садржајем сумпора. На апсорпцију SO_2 од стране биљака повољно утичу: висок светлосни интензитет, висока релативна влажност ваздуха и земљишта и оптимална температура. Код виших биљака анатомско-морфолошке промене су јасно видљиве под дејством токсичних доза SO_2 и оне могу бити хроничне и акутне. Познато је да су биљке осетљиве на присуство SO_2 , али се у зависности од еколошког типа деле на: осетљиве, средње осетљиве и отпорне. Иначе, на дејство овог загађивача најотпорније су биљке са ксероморфном структуром листова и већим пуферским капацитетом.

У оквиру физиолошких процеса који се јављају као одговор на присуство загађивача, издвојили бисмо на првом месту инхибицију фотосинтезе, јер се хлорофил преводи у феофитин, односно долази до супституције Mg са два водоникова атома. Такође, долази до денатурације тилакоида и бубрења хлоропласта, што све утиче на опадање нивоа

фотосинтезе. Битно је да су у питању најчешће реверзибилна оштећења, тј., да након престанка експозиције не долази до појаве анатомско-морфолошких повреда на листовима.

Шабала и Войнов (1994) су утврдили да су управо физиолошки процеси у биљкама најосетљивији према деловању загађивача. На пример, пре појаве видљивих оштећења, долази до повећања нивоа редукујућих шећера код иглица бора, што указује на процес разградње молекула угљених хидрата и акумулацију редукујућих шећера (Malhatra and Sarkar, 1979). Једињење SO_2 утиче на промене садржаја витамина код биљака. Тако, концентрација витамина С се повећава у биљним ткивима која су изложена деловању SO_2 , јер се витамин С јавља као редуциционо средство и укључен је у одбрамбене реакције организма на загађење (Lewin, 1976). Такође, овај витамин је отпоран и на дејство ниских температура, а његово повећање изазива редукацију цитохрома С и тиме убрзава дисање (Martin et al., 1989).

Trites and Bidwel (1987) доказују да загађивачи, превасходно SO_2 , мењају вредности рН у биљним ткивима. Промена рН на листовима изазива деструкцију хлорофила, смањену асимилацију CO_2 , чиме се смањује и интензитет фотосинтезе. Сумпор-диоксид на неке ензиме делује стимулативно, а на неке инхибиторно. Повећање активности ензима представља механизам детоксикације у циљу одбране организама, и у ову групу спадају пероксидаза и каталаза.

Grill (1990); Kreeb et al. (1990); Комарова, Давидович, Малиновски (1995); Specher, Stevart, Brazil, (1993); Reimers et al. (1992) показују повећану активност пероксидазе код различитих биљака под утицајем загађивача. Аутори наводе да је то уствари брзи одговор биљака на стрес.

Grishko (1994) налази да се активност ових ензима код биљака у присуству HF ($0005\text{-}0,025 \text{ mg/m}^3$) повећава за 30-40 % у односу на контролу.

Младе биљке кукуруза које су биле третиране различитим концентрацијама Рв-ацетата одговориле су повећањем активности ензима каталазе, док се код биљака које су биле трајно изложене деловању олова и других тешких метала, активност каталазе није мењала, Јаблановић и Филиповић (1985).

Тешки метали су подељени у две групе:

1) Група микроелемената (Zn, Cu, Mn, Mo, Co), који имају функцију у процесима раста и развоја. Они су незаменљиви, али кад се концентрација ових метала у биљкама повећа, они постају токсични.

2) За тешке метале попут Pb, Cd, Hg, Al и др., за сада се зна да немају неких специфичних функција у биљном организму, али су врло токсични. Тешки метали налазе се у саставу земљине коре и могу се активирати и укључити у природним процесима, али и антропогеним факторима. У току прераде олова и цинканих руда ослобађају се и други метали, на пример: Cd, који је стални пратилац олова и цинка. У отпадним емисијама срећу се и неметали. Водеће место међу тешким металима припада олову. Оно се у атмосферу ослобађа из процеса сагоревања течних горива у саобраћају, из рафинерија, из технолошких процеса производње челика, олова, цинка, бакра и сагоревањем угља. Тешки метали се у атмосферу ослобађају у облику честица (аеросола) и гасова. Време задржавања аеросола у ваздуху зависи од величине честица. Из ваздуха се аеросоли обарају сувим и мокрым таложењем. Један део ових преципитата таложи се на биљне површине, највише на листове, а други део на површину земље и тако постају саставни део педолошке подлоге. Емисије аеросола које се таложе на листове једним делом могу бити апсорбоване, а другим испране падавинама, чиме доспевају у земљу, одакле их биљке могу апсорбовати кореновим системом.

Прва значајна баријера у одбрани ћелије од тешких метала је ћелијски зид. Према Ernstu, (1972) око 90 % олова код отпорних биљака везује се за ћелијске зидове корена и стабла, а само мања количина доспева до протоплазме, док се значајна фракција задржава у кутикули. Ако тешки метали савладају прву баријеру (ћелијски зид) код отпорних биљака, још увек постоји могућност одбране од њиховог токсичног деловања. Према досадашњим истраживањима, постоје два вида детоксикације путем имобилизације комплексовањем и евентуалним депоновањем у вакуолу и путем модификације металорезистентних ензима.

Према неким ауторима (Vergnano and Gabrielli, 1987), у присуству тешких метала у кореновима биљке *Alyssum bertolonii* L. долази до повећања садржаја јабучне киселине, која у цитоплазми образује малатне комплексе са јонима тешких метала, који се депонују у вакуолу.

Детоксикација путем прилагођавања метаболизма, укључујући и ензимске системе, спада у квалитетне механизме стицања отпорности. У неке заштитне механизме укључене су и SH-групе према којима тешки метали показују посебан афинитет. Код врсте *Aspergillus niger* отпорне на тешке метале запажено је повећање непротеинских SH-група (Ashwort and Amin, 1964).

Негативни ефекти тешких метала испољавају се у првој фази морфогенезе тј. при клијању семена, када је утврђена и корелација између степена инхибиције и концентрације тешких метала. Мухамедијаров и Новак (1988), на основу интензитета мембранског

потенцијала, утврдили су редослед тоскичног деловања тешких метала на плазмалему, и то: $Hg > Ag > Cu > Mn > Pb$. Што је мањи мембрански потенцијал, то је већа пропустљивост плазмалеме. Исти аутори сматрају да повреде плазмалеме тешким металима настају услед њиховог узајамног дејства са молекулима протеина на површини мембране.

Коришћењем светлосног и електронског микроскопа Barcelo et al. (1988) доказују утицај Cd на структурне и ултраструктурне промене код пасуља. Они су показали да кадмијум у листовима пасуља, у поређењу са кореновима, изазива структурне и ултраструктурне промене на хлоропластима, нарочито код прва три листа. Исти аутори константују незнатне анатомске промене и на листовима, које се огледају у смањењу хелијских длака на јединици површине, као и веће затворености стома.

Тешки метали утичу и на смањење транспирације код биљака (Breckle, 1989). Код букве *Fagus sylvatica L.* они скраћују вегетациону сезону, касно олиставају и раније опадају листови, док њихове стресне концентрације изазивају некрозе на листовима, те се вегетациони период још више скраћује, а биомаса смањује.

Stiborova et al. (1986) констатују да Pb, Cd и Cu инхибиторно делују на фотосинтезу, преко смањења садржаја хлорофила.

Ефекти тешких метала на биљке – С обзиром на то да биљке воде сесилан начин живота и да нису у стању да мењају животну средину, неке од њих се адаптирају условима средине. Адаптација биљака манифестује се селективном апсорпцијом и детоксикацијом на нивоу ћелије. Више биљке су флексибилне према тешким металима, па тако разликујемо: **биљке акумулаторе, индикаторе и оне које их апсорбују или нагомилавају малим количинама.** Првој групи, **акумулаторима**, припадају биљке које складиште значајне количине тешких метала независно од њиховог удела у земљишту. **Биљке индикатори** су оне које у својим надземним органима одражавају њихову концентрацију у спољашњој средини и зато се оне користе као биолошки индикатори загађења. Трећу групу чине биљке у којима је концентрација тешких метала у надземном делу углавном стална и не зависи од њиховог присуства у окружењу. Биљке које без видљивих симптома усвајају и акумулирају велике количине токсичних материја, у литератури се често називају и **металофите** или **хиперакумулатори.**

Разни токсиканти у загађеном ваздуху (SO_2 , NO_x , PAN, O_3 , флуориди, тешки метали, прашине, радиоактивне материје) нарушавају fine структуре и функције виталних органа биљака. Ефекти загађења код биљака испољавају се на различитим нивоима биолошке организације. Промене које настају дејством загађивача могу бити структурне и

физиолошке. Повећани садржај полутаната код неких биљака изазива морфолошке промене које се манифестују у виду смањења асимилационе површине, стимулсања зимских пупољака и образовања младих листова. Код дуба у условима умерене загађености, повећава се дебљина листова, док се код листова брезе смањује. Физиолошке и биохемијске промене јављају се пре видљивих промена на листу, и називају се прикривеним. Тако, инактивацијом ауксина долази до инхибиције раста биљака. У биохемијском и физиолошком погледу загађивачи су недовољно специфични, па већи број полутаната инхибира исте ензиме и метаболичке процесе. У случају истовременог дејства више загађивача долази до интеракција које могу бити **синергистичке** и **антагонистичке**. **Синергетске** реакције настају у случају када је укупни ефекат полутаната већи од њиховог појединачног дејства, док су **антагонистичке** реакције слабије од појединачног деловања.

Мониторинг систем – представља услов за управљање квалитетом животне средине. Помоћу њега се обично прате природа, извори, квалитет и дисперзија сумњивих или проверено штетних агенаса који се убацују у животну средину, затим кретања тих емисија, њихов ефекат на жива бића, посебно на здравље човека итд. Све ове информације су нужна претпоставка за благовремене и успешне подухвате у смислу заштите животне средине. Мониторинг систем за процену биотичких и абиотичких фактора средине користи биоиндикаторе. У биоиндикаторе улази већи број биљних врста различите осетљивости, односно отпорности, са специфичним симптомима за одређене загађиваче. Те биљне врсте представљају индикаторе загађења. За потребе биолошког мониторинга обично се користе осетљиве врсте код којих се јасно препознају симптоми одређеног загађивача. Биолошки мониторинг се успешно користи у процени нивоа загађења, односно животне средине, а састоји се у праћењу одређених биохемијских и морфолошких параметара. Велики број истраживача бави се испитивањем кључних параметара који су укључени у физиолошким и биохемијским процесима биљака (Петрушенко, 1995; Wild and Schmitt, 1995). Посебна пажња посвећена је фундаменталним физиолошким процесима (дисање и фотосинтеза), метаболитима, садржају хлорофила, слободних аминокиселина, протеина, аскорбинске киселине, као и активности неких специфичних ензима (каталазе и пероксидазе). Биолошки мониторинг се у последње време јако негује и то као индикатор квалитета животне средине, и зато се учвршћује у посебну област екологије – *биоиндикациона екологија*.

Још у XIX веку је запажено да су епифитске врсте лишајева изузетно осетљиве на аерозагађење SO₂. Њихова висока осетљивост потиче од специфичне природе биолошке симбиозе у којој гљиви припада 95 %, а алги 5 % талуса.

Лишајеви су колонизатори различитих терена, „пионири вегетације”, добро подносе ниске и високе температуре, сушу, недостатак хране, и врло су осетљиви на загађење сумпор-диоксидом. Разлог овој осетљивости је структура талуса који током 24 сата врши размену материје, јер су без стома и заштитне кутикуле. Немају диференциране органе који би, као што је случај са лишћем дрвећа, могли да отпадне приликом оштећења токсичним материјама, што нам говори да полутанти без икаквих баријера нон-стоп продиру у талус, и нагомилавају се у њему. Утврђена је позитивна корелација између повећања концентрације SO₂ и смањења густине популације лишајева до потпуног њиховог ишчезавања (Le Blanc, 1969; Богдановић-Душановић, 2001).

Обе компоненте, алгина и гљивина, чине лишајево осетљивим на присуство SO₂. Истраживањима је доказано да је алгина компонента осетљивија од гљивине, мада ни гљивина није неосетљива на присуство овог полутанта, што се може запазити преко смањења интензитета дусања. У којој мери ће SO₂ бити негативан или штетно деловати на лишајево, не зависи само од његове концентрације већ и од низа других показатеља, као што су време експозиције, климатски фактори (температура, светлосни интензитет, падавине и др.).

Критична концентрација SO₂ за осетљиве родове лишајева (*Usnea*, *Evernia*, *Lobaria*, *Cladonia*) је 30 µg /m³; код виших биљака: за осетљиве 50 µg /m³, за средње осетљиве 80 µg /m³, а за отпорне 120 µg /m³; док је за човека 150 µg /m³.

На основу наведених података, можемо видети да су лишајеви осетљиви на загађење SO₂, а тиме и можда најбољи биоиндикатори на присуство овог гаса.

1.2. Циљ рада

Познато је да физиолошко-биохемијске и морфолошке промене код биљака настају као последица аерозагађења животне средине, на које човек има највише утицаја.

Из досадашњих експерименталних истраживања о утицају деловања аерозагађења у првом реду на физиолошко-биохемијске промене, али и на морфолошке промене код биљака, а прегледом одговарајуће литературе, дошли смо до закључка да су њихов утицај и механизми деловања још на лишајевима недовољно разјашњени. Сходно томе, ово је био један од мотива за избор лишајева као материјала за истраживање овог проблема, без обзира на многе техничке тешкоће са којима смо се сусретали при његовој реализацији.

У том циљу одлучили смо се за истраживање физиолошко-биохемијских параметара и морфолошких промена код епифитних врста лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., аутохтоних са врањског региона и истих врста сакупљених са Копаника, које су биле изложене утицају аерозагађивача, у два периода од по 6 месеци (зима-пролеће, лето-зима) на одређеним локалитетима (7 њих) у региону Врања, ради утврђивања утицаја аерозагађења на њих и промена које настају у њима. Наша интересовања су била усмерена на праћење садржаја тешких метала, ензима каталазе и пероксидазе, аминокиселине пролин, аскорбинске киселине, хлорофила „а” и „б” и морфолошких карактеристика код епифитних врста лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., аутохтоних у врањском региону и истих врста сакупљених са слабо загађеног региона Копаника.

Програмом проучавања предвиђено је:

- одређивање садржаја тешких метала (Pb, Cu, Zn, Cd и Al) у талусима аутохтоних и експонираних врста лишајева,
- одређивање активности ензима каталазе у талусима аутохтоних и експонираних врста лишајева,
- одређивање активности ензима пероксидазе у талусима аутохтоних и експонираних врста лишајева,
- одређивање садржаја аминокиселине пролин у талусима аутохтоних и експонираних врста лишајева,
- одређивање садржаја аскорбинске киселине у талусима аутохтоних и експонираних врста лишајева,
- одређивање садржаја укупних хлорофила „а” и „б” у талусима аутохтоних и експонираних врста лишајева и
- праћење морфолошких карактеристика на талусима аутохтоних и експонираних врста лишајева.

2. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ

За лабораторијске анализе у циљу истраживања напред поменутих параметара, прикупљени су узорци лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., са подручја Врања (седам мерних тачака) и Копаоника, који су на седам локалитета у Врању и његовој ужој околини (прилог - карте града и његове околине) били изложени утицају аерозагађивача током два периода (зима-пролеће, лето-зима) у трајању по шест месеци. За анализе су коришћени талуси поменутих врста. Узорци су прикупљени крајем 2002. године (октобар) и средином 2003. године (крајем маја месеца).

Определили смо се за ове две врсте због осетљивости на аерозагађење SO₂ и припадности жбунастим формама лишајева. За анализе су истовремено прикупљани узорци експонираних врста лишајева и узорци аутохтоне врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach. са истих локалитета. Иако је циљ био да се пореде узорци и аутохтоне врсте *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., она као аутохтона није била присутна на подручју Врања и ужег региона.

Локалитети:

P1 – Суви Дол

P2 – индустријска зона Врања

P3 – аутопут (E-75)

P4 – Бунушевац

P5 – град (Учитељски факултет)

P6 – град (градски парк)

P7 – Пљачковица

У току рада на програмским задацима и циљевима применили смо најсавременије методе које се данас примењују у науци од сакупљања материјала, преко детерминације, до анализа биохемијско-физиолошких и морфолошких промена ради утврђивања утицаја аерозагађења на талусе лишајева, на аутохтоне врсте лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig, и на наведене врсте са незагађених терена Копаоника, које су биле изложене утицају аерозагађивача на подручју Врања.

- **Садржај тежких метала** у талусу лишажева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., прикупљених из загађених и незагађених региона, прочитан је на атомском апсорберу, а концентрације изражене у $\mu\text{g}/\text{gr}$ суве тежине.

- **Активност каталазе** одређивана је гасометријском методом која је заснована на одређивању количине ослобођеног кисеоника после додавања биљном екстракту (који садржи каталазу) водоник пероксида (према Мошевој, 1982). Прерачунавања су вршена за 1 г материјала у времену од 3', $\text{cm}^3\text{O}_2/1\text{gr}/3'$.

- **Активност пероксидазе** одређивана је методом према Плешкову (1985). Метод се заснива на одређивању брзине реакције оксидације бензедина под дејством ензима који се налази у биљном материјалу, до образовања продукта оксидације плаве боје одређене концентрације коју одређујемо колориметром. Активност ензима израчунава се на основу брзине реакције испитиваних узорака и изражава се на 1 г биљног материјала.

- **Садржај аминокиселине пролин** одређиван је према методи Troll-a и Lindsley-a, (1955). Количина пролина израчуната је помоћу калибрационе криве, направљене на основу различитих концентрација пролина. Резултати су изражени у $\mu\text{mol}/\text{gr}$.

- **Садржај аскорбинске киселине** – одређиван је екстраховањем са сирћетном киселином, при чему он реагује са калијум јодидом. Ослобођени јод се титрује стандардним раствором калијум-јодата уз скроб као индикатор, а његова ослобођена количина еквивалентна је количини витамина С (Плешков, 1985). Садржај аскорбинске киселине изражен је у mg/kg , односно милиграмима на литар (mg/l).

- **Садржај хлорофила „а” и „б”** - анализа хлорофила вршена је по методи Withman (1971), док су израчунавања количине хлорофила „а” и „б” у апсолутном ацетонском раствору рађена према обрасцима Holm-a и Wetsteina (mg/gr).

- **Морфолошке карактеристике** (развијеност талуса, боја талуса, гранање) праћене су током истраживања и сваки од узорака је фотографисан.

3. РЕЗУЛТАТИ РАДА И ДИСКУСИЈА

3.1. ОПШТИ ДЕО

3.1.1. Географски положај и физичко-географски услови проучаваног подручја

Област врањског краја налази се на простору чије су координате $42^{\circ} 13'$ и $42^{\circ} 51'$ северне географске ширине и $21^{\circ} 32'$ и $22^{\circ} 32'$ источне географске дужине. Ова котлина ограничена је високим планинама: Доганицом (1621 m), Бесном Кобилом (1922 m), Вардеником (1875 m) и Чемерником (1638 m) на истоку, Кукавицом (1441 m), Пљачковицом (1231 m), Крстиловицом (1432 m), врховима Обликом (1310 m) и Гротом (1323 m) са запада, и планином Рујан (969 m) на југу. Врањска котлина је дугачка 45 km. Долином Кршевичке реке на простору између Вртогоша и Кленика, котлина је широка око 20 km. Простирући се између моравске Србије на северу и Повардарја на југу, Врањска котлина заузима 1201 km^2 , што је сврстава у ред највећих котлина у Србији. Правцем југозапад – североисток средином Врањске котлине тече река Јужна Морава дужине 56 km и различите ширине (ширина у правцу североисток-југоисток износи око 35 km).

Врање се налази у северозападном делу котлине, на обалама Врањске, Собинске и Шапраначке реке, у подножју планина Пљачковица (1231 m), Крстиловица (1132 m), Пржара (600-730 m) и Голича (Бориног брда 700-880 m). Положај општине Врање одређен је координатама $42^{\circ} 33'$ северне географске ширине и $21^{\circ} 55'$ источне географске дужине, надморском висином (480 m) и површином од 859 km.

Станцем и Трстеном, селима која јој припадају на североистоку, општина Врање се граничи са Косовском Каменицом (планином Орловом чуком 1.724 m), а од Копиљака гранична линија иде изнад Мијовца, Лалинца, Тумбе и излази на врх Кукавице (Лисац 1345 m), а одатле поред Владичиног Хана, до Гумеришта. Са југоистока преко Патерице (1806 m), Коћурице (1597 m) и Мотине (1307 m) граничи се са општином Трговиште, а у правцу југозапада протеже се на простору села Буштрање, Кленике, Клиновац, Вртогош, Бели Брег, Миливојце, све до врха Светог Илије (1270 m), затим Китке (1287 m), преко Девотина и Дреновца до Орлове чуке.

Општина Врање према попису 1991. године има 105 насеља, у којима живи 86.518 становника, од чега у самом граду 50.087 житеља. Претежно у сваком насељу има по 824 становника, а на 1 km² по 101 становник.

Из Врања воде путеви према Пољаници, Врањској Бањи, Кривој Феји, Власинском језеру и Босилеграду, Трговишту, манастиру Прохору Пчињском, Прешеву, Гњилану; дуж Врањске котлине тече река Јужна Морава, а поред ње међународни пут и железничка пруга Београд-Солун. Врање је својом котлином повезано са ширим регијама преко дугачких клисура и саобраћајних линија. На југу преко Кумановско-прешевске повије (широке 5-6 km и ниске 450-460 m) отворено је према Македоноји, Кончуљском клисуром (14) повезано је са Косовом и Метохијом, Грделичком клисуром (30) са северним деловима Србије, а преко високих планина и клисурастих долина Бањске, Корбевачке и Врле реке са Босилеградом и Бугарском. Дакле, регионални положај Врања је повољан и комуникативан.

Индустријску зону града чине два дела: источни део дуж аутопута и железничке пруге и западни који је смештен између аутопута и источног дела града. Урбана зона насеља чини целину и са приградском зоном, повезана је низом саобраћајница. У индустријској зони смештени су објекти компанија: „Симпа”, „Јумка”, „Алфе”, „Коштане”, „ВАТ-а (DIV-а)”, „Заваривача”, „ХИВ-а”, „Пољопродукта”, „Малине”, „Пекарне”, а постоје и пумпне станице поред магистрале и у самом граду.

Врање се одликује разноврсним рељефним облицима, релативно ниским нивоом рецентне ерозије, без клизишта, повољним хидрографским условима, посебним педолошким саставом и вегетацијским специфичностима. Дакле, Врање и његова ужа околина чине део родопске сеизмичке области.

3.1.2. Геолошки и педолошки састав

Проучавани простор конфигурацијски је разноврстан: низијски, брдовити и планински. Основу ових рејона чине стене архајске старости-метаморфне структуре и квартилне старости-седиментне стене.

Низијска област је алувијална раван Јужне Мораве, која се простире од села Златокопа (385 m) на југозападу до ушћа Бањске реке у Мораву (355 m), на североистоку са благим падом према Морави и изграђена је алувијална равна у правцу тока Мораве. Ова низијска област изграђена је од водопропустљивих стена, песка, шљунка, песковите и шљунковите глине и глиновитог и шљунковитог песка, са интеррегулационом порозношћу. Равничарска област полако прелази у побрђе седиментног карактера.

Брдовита област до 500 m, одликује се благим странама долина и падина и ниским флувијалним терасама. У структуру брдовитог рејона доминирају седиментне стене, конгломерати, песковите и лапоровите глине, шљунак, песак и др.

Планински рејон (изнад 500 m) чине планине Пљачковица, Крстиловица, Пржар и Голич (Борино брдо), раздвојене Малим Врањским, Собинским и Девотинским потоком. У саставу планина доминантни су кристални шкриљци, скупине које се састоје од гњајсева, микашиста и амфиболита. Микашисти су распрострањенији од гњајсева, мада они увек иду заједно и учествују у структури шкриљаца.

3.1.3. Хидрографија

Хидрографија једног региона стоји у директној зависности од геолошког састава, подземних вода, потока, река и језера. Алувијалне наслагe Јужне Мораве и њених притока, имају несумњиво највећи хидролошки значај проучаваног простора, и оне се карактеришу порозношћу, водопропустљивошћу, ниском надморском висином издана. Издани су плитки, а уколико се иде даље и дубље према северним и северозападним деловима Врања дубина бунара креће се просечно 10 – 15 m, а у нижим југоисточним деловима 5 – 6 m. Планински део карактеришу бројни и слаби извори који се јављају на падинама и у долинама планинских река. Посебну групу извора представљају термалне воде, слабо минералне које садрже сумпор (Врањска Бања) и њихова температура је 92⁰С.

Речна мрежа је релативно густа, али су водотоци од мањег хидролошког значаја. Највећа река је Јужна Морава која протиче три километра јужно од Врања. Она се убраја у реке сиромашније водом. Припада Црноморском сливу, а њено сливно подручје захвата 2.094.26 км². На подручју Врањске котлине Јужна Морава има 59 притока, 30 десних и 29 левих.

Врањска река (6.5 km) је највећа река која протиче кроз Врање. Има два изворишна крака, један који полази са Пљачковице, Мала река (2.9) и Девотонски поток (4.2) који извире са планина Крстиловице и Девотина. Ови водотоци уједињују се код Марковог калета. Површина слива леве притоке Ј. Мораве захвата 31.60 км², а у случају екстремне провале облака могла би имати 48 кубних метара воде у секунди.

Бањштица извире са висова Бесне кобиле и огранака Патерице. Она протиче кроз познато лечилиште - Врањска Бања, прихватајући термоминералну воду и односи је у Јужну

Мораву. Површина слива износи 114.6 km^2 , надморска висина слива је 720 m , док просечан пад воденог тока износи 34% .

Хидрографија проучаваног подручја обogaћена је изградњом вештачког акумулационог Александровачког језера у атару села Александровца. То је мала вештачка акумулација површине 120.000 m^2 и запремине око 300.000 m^3 воде.

3.1.4. Клима

Због посебног географског положаја и низа особености у погледу рељефа, хидрологије, орографије и удаљености од мора, Врање се одликује у основи умерено-континенталном климом.

Каква је клима на подручју Врања најбоље се може видети из климадијаграма који је сачињен према Walter-у, а чију основу чине метеролошки подаци из локалне хидрометеоролошке станице.

У табелама 1 и 2 дате су средње месечне и годишње вредности температура и падавина за период од 1975. до 2003. год.

- На основу метеролошких података из табела 1 и 2, као и климадијаграма (граф.1), може се закључити да су средње месечне температуре Врања у сталном порасту од јануара до јула и августа када достижу високе вредности од $21,31^{\circ} \text{ C}$ за јул и $21,07^{\circ} \text{ C}$ за август, а средња годишња за период од 29 година је $10,84^{\circ} \text{ C}$. Хладан период је у зимским месецима (децембар, јануар и фебруар) са најхладнијим средњим минимумом $-3,9^{\circ} \text{ C}$ у месецу јануару и апсолутним минимумом од -25° C .

- Хумидност, количина падавина износи $563,38 \text{ mm}$.

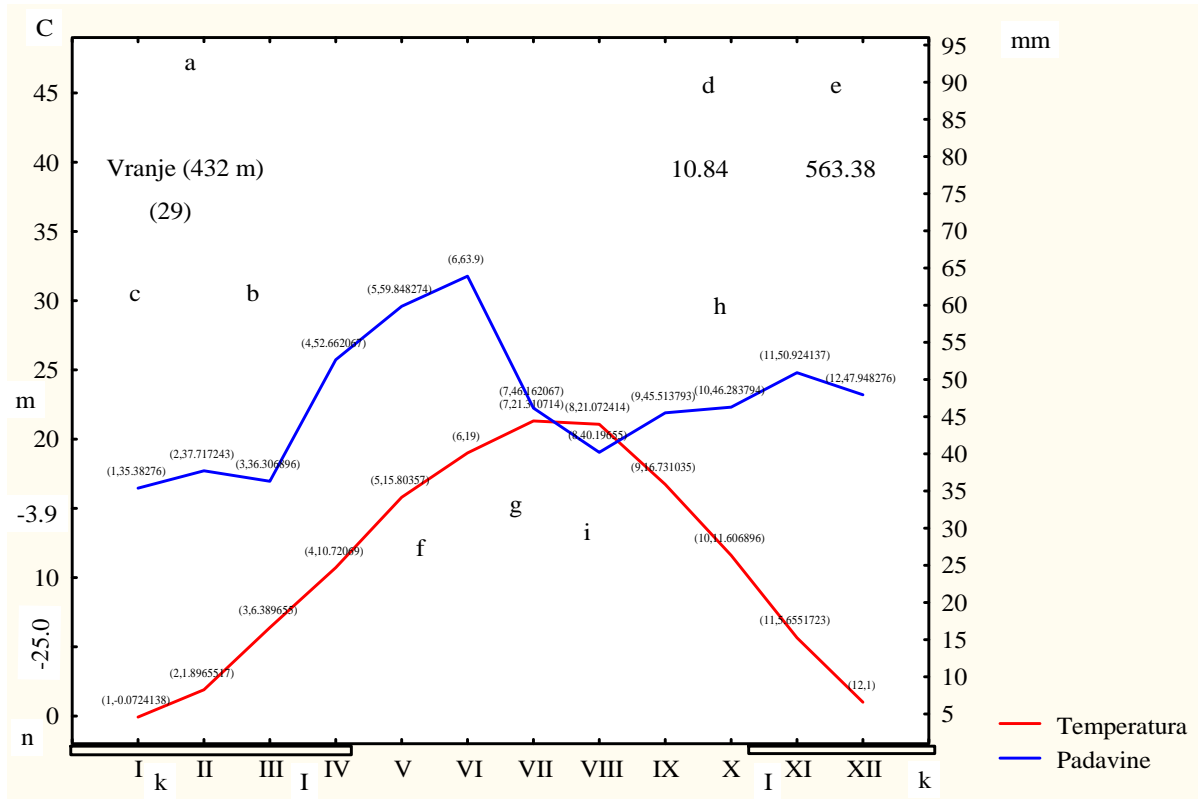
- Из пресека кривуља температуре и падавина у климадијаграму види се да је полусушни период у јуну и септембру, док је сушни у јулу и августу.

- Лангеов кишни фактор за Врање износи $\text{KF} = 55,9$.

На основу ових података може се констатовати да Врање припада аридном подручју са слабо израженим и неједнако распоређеним хумидитетом.

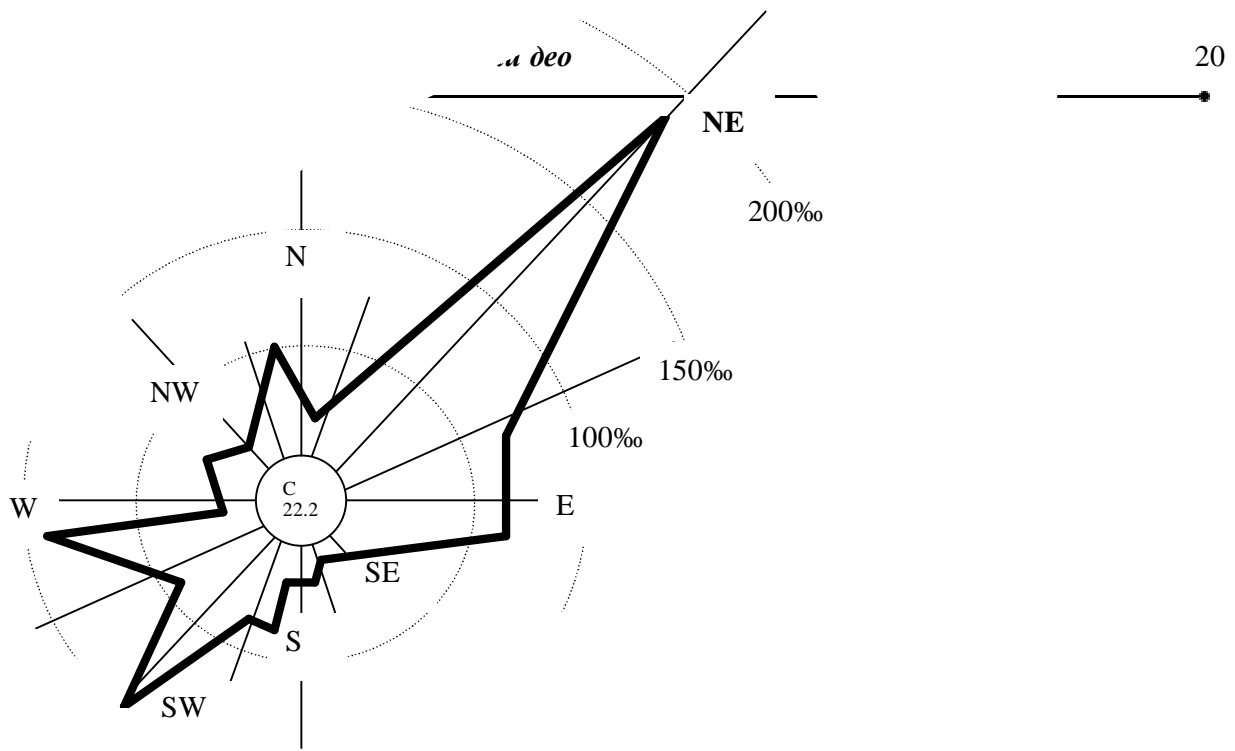
Посматрајући средње месечне вредности падавина запажају се знатна варирања у току године. Из климадијаграма се виде два максимума, у мају – примарни ($59,84 \text{ mm}$) и новембру - секундарни ($50,92 \text{ mm}$), а пролећни период обилује падавинама што омогућује и бујнију вегетацију.

На основу свега изложеног може се закључити да је клима Врања измењено умерено континентална, јер трпи утицаје медитеранске с југа и планинске климе са запада.



Граф.1: Климадијаграм Врања (1975-2003): а-место метеролошке станице; б-надморска висина; с-број година на које се односе употребљени подаци; d-средња годишња температура; е-средња годишња количина падавина у mm, f-кривуља-црвена-температура; g-кривуља-плава-падавина; h-тачкаста површина означава период суше; i-површина са вертикалним штрихом означава влажни период; k-период са средњим дневним минимумом месеци испод 0 °C; I-период са апсолутним минимумом испод 0°C; m-средњи минимум најхладнијег месеца; n-апсолутни минимум.

Ружа ветрова показује да су најчесталији североисточни, западни и источни ветрови (граф.2).



Граф.2: Ружа ветрова урађена за град Врање.

3.1.5. Структура загађења

Врање се налази у северозападном делу Врањске котлине, на обалама Врањске, Собинске и Шапраначке реке, у подножју планина Пљачковица, Крстиловица и брда Пржара и Голича. Клима је измењено умерено континенталана.

Подручје Врања оптерећено је различитим загађивачима. Они су индустријског порекла при чему је најзаступљенија је текстилна, дрвна и метална индустрија. Индустријска зона на подручју Врања налази се у источном делу града (фот. 1). Њена постројења током свог рада емитују загађиваче који загађују животну средину Врања и околине, а који бивају ослобођени директно у атмосферу, јер ни једна фабрика не поседује пречишћиваче.

Текстилна индустрија „Јумко” бави се прерадом памука и производњом текстила (фот. 4). Основни загађивачи ове индустрије су: нитрати и тешки метали који се јављају и као загађивачи из саобраћаја.

Индустрија „Симпо” бави се производњом намештаја (фот. 3). Ова фабрика у ваздух испушта тешке метале: олово, цинк, кадмијум, хром, никал и гвожђе, који су токсични по живе организме. Непосредно након емитовања, загађивачи се шире и дистрибуирају на различита места неравномерно. Њихов транспорт зависи од неколико фактора и то: физичких карактеристика извора емисије, конфигурације земљишта и климатских услова. Дистрибуција емисије зависи од висине димњака: што си димњаци виши - то ће емисије бити транспортоване на већим растојањима, а самим тим и концентрација загађивача око извора загађења биће мања у поређењу са растојањима која су удаљенија од извора. На концентрацију загађивача у ваздуху утичу и ветрови. Познавање руже ветрова је од битног значаја за анализу загађења, а на подручју Врањског региона најчесталији су североисточни, западни и источни ветрови. Емисије из ниских извора задржавају се у близини извора, што за последицу има високу концентрацију загађивача.

У самом центру града смештена је градска котларница, (фот. 6) чији димњак емитује CO, CO₂, SO₂, NO_x, чађ, летећи пепео и др. (прилог-анализа продуката сагоревања градске котларнице „Новог дома”). Такође, велики број индивидуалних кућних ложишта и мини котларница предузећа попут „Јумка”, „Алфе”, „ВАТ-DIV-a”), која нису прикључена мрежи градске котларнице, представљају извор поменутих аерозагађивача (прилог-мерења емисије загађујућих материја котларница „Јумка”, „Алфе”, „ВАТ-DIV-a”).

Загађење ове области врши путнички и теретни саобраћај. Из саобраћаја се у атмосферу емитују значајне количине CO, CO₂, SO₂, NO₂, чађи, угљоводоника, једињења олова, алдехида и др. Дизел мотори више емитују NO_x, чађи и анхидриде сумпорне

киселине, него бензински. Аутомобили у спорој возњи или при заустављању на семафорима емитују више CO, а при убрзаној возњи NO_x.

Додатно загађење Врањског региона настало је у време НАТО бомбардовања (фот. 7), када је ракетниран и разорен велики број индустријских објеката из којих су продрле у животну средину токсичне и опасне материје у великим количинама са непроцењивом штетом по животну средину. Приликом бомбардовања хемијска средства нису употребљена, али по количинама које су се излиле, токсичности и стабилности великог броја хемијских једињења и супстанци из разорених индустријских објеката, као и стварним штетама и трајним ефектима на животну средину, може се рећи да је било и хемијског рата. Прегледом нама доступне литературе издвојили смо радове који се баве проблемом загађивања животне средине током и након НАТО бомбардовања.

Маљевић и сар. (2001) закључују да су повећане концентрације тешких метала, нафте, угља, масти и минералних уља у подземним водама Панчева и Смедерева вероватно последица НАТО разарања.

Анђелковић-Лукић и Матејић-Гргурић (2001) су истражујући загађење атмосфере током НАТО бомбардовања приликом сагоревања барута (ракетног горива) закључиле да је дошло до повећања концентрација хлорних радикала, хлорне и хлороводоничне киселине, нитрозних оксида и гасовите азотне киселине, и то у врло кратком временском периоду што је имало негативни утицај на животну средину.

На основу наведеног, закључујемо да интензитет аерозагађења у урбаним срединама зависи од низа фактора: индустријске производње, индивидуалних ложишта, градске котларнице, густине саобраћаја, услова одвијања саобраћаја, врсте возила, врсте погонског горива, климатских услова и др.

Испитивани локалитети у подручју Врања изложени су утицају аерозагађења кога чине смеше различитих загађивача. Тако, локалитети P1, P2 и P3 оптерећени су загађивачима који потичу из индустријске зоне града и саобраћаја, јер се налазе у близини тих извора загађења.

Локалитет P4 – Бунушевац налази се на периферији града, дуго година је коришћен као полигон за обуку војника за руковање лаким пешадајским оружјем, где је олово саставни део коришћене муниције. Такође, током НАТО бомбардовања овај локалитет је ракетниран са 89 пројектила.

Локалитети P5 (град - Учитељски факултет) и P6 (град-парк) налазе се у ужем центру града тако да су оптерећени аерозагађивачима ослобођеним сагоревањем горива у моторима са унутрашњим сагоревањем превозних средстава.

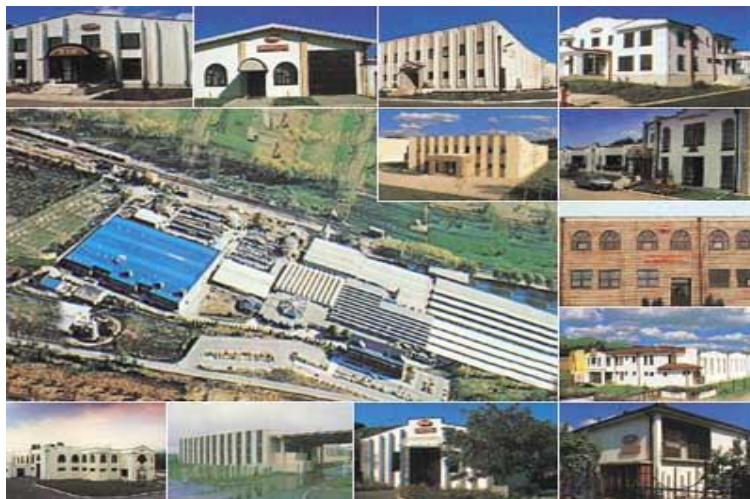
Пљачковица (локалитет Р7) током НАТО бомбардовања био је ракетирани муниципалитет са радиоактивним уранијумом и то два пута.



Фот. 1: Панорама града Врања - индустријска зона одвојена зеленим појасом од стамбене



Фот. 2: Фабрика за производњу грејних тела „Алфа”



Фот. 3: Фабрика за производњу намештаја „Симпо”



Фот. 4: Фабрика за производњу текстила „Јумко”



Фот. 5: Фабрика за производњу цигарета „ВАТ-DIV“

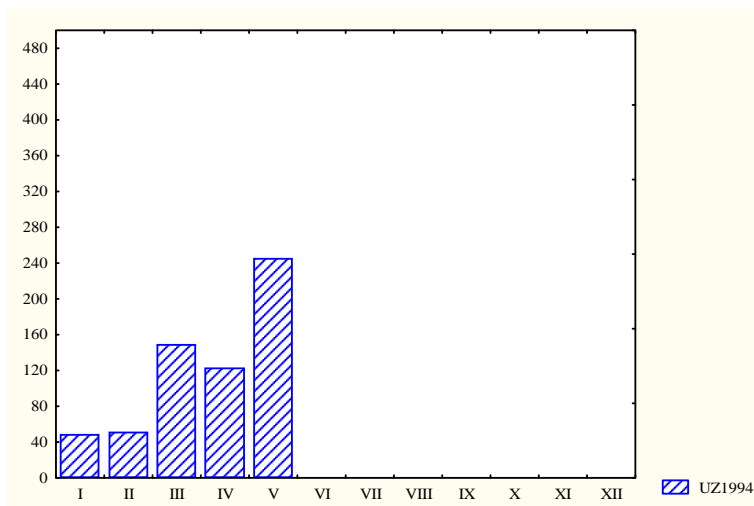


Фот. 6: Димњак градске котларнице „Новог дома“



Фот. 7: НАТО бомбардовање Врања

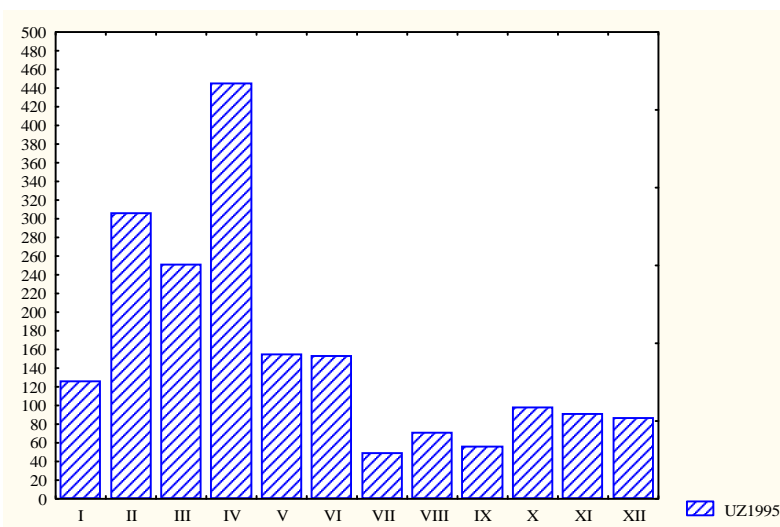
У Врању су вршена испитивања утицаја сумпор-диоксида на квалитет ваздуха. Од 1994. до 2000. године мерења су обављана на једном мерном месту и то у „урбаној зони”, а од 2001. до 2003. године на два, од којих је једно у „урбаној зони”, а друго у „индустријској”. Узорковање ваздуха за одређивање концентрације SO_2 врши се усисном ваздушном пумпом, која обезбеђује узорковање за период од 24 часа, а обавља се у гасној испиралици. Садржај сумпор-диоксида је одређиван ацидиметријском методом.



Сл. 1: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (1994. године)

Године 1994. су започета мерења концентрација SO_2 у Заводу за заштиту здравља у Врању. Средње месечне концентрације SO_2 приказане су на сликама 1-14 у виду хистограма. Из хистограма се запажа да су мерења извршена првих пет месеци, да би осталих седам била прекинута (из техничких разлога – квар усисне ваздушне пумпе).

Резултати добијени одређивањем концентрација сумпор-диоксида у ваздуху на мерном месту у урбаној зони показују да је највећа концентрација овог полуганта током 1994. год., била у мају месецу и износила је $245 \mu\text{g}/\text{m}^3$, док је најмања концентрација забележена у јануару $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Вредност медијане за ову годину био је $122 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

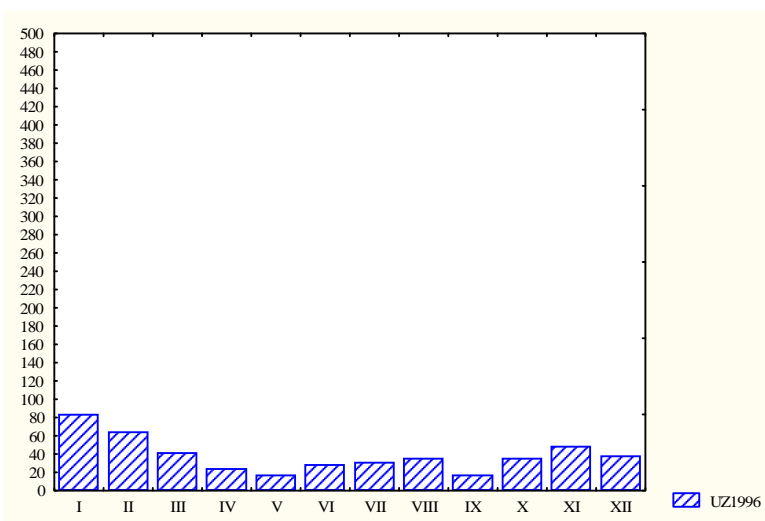


Сл. 2: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (1995. године)

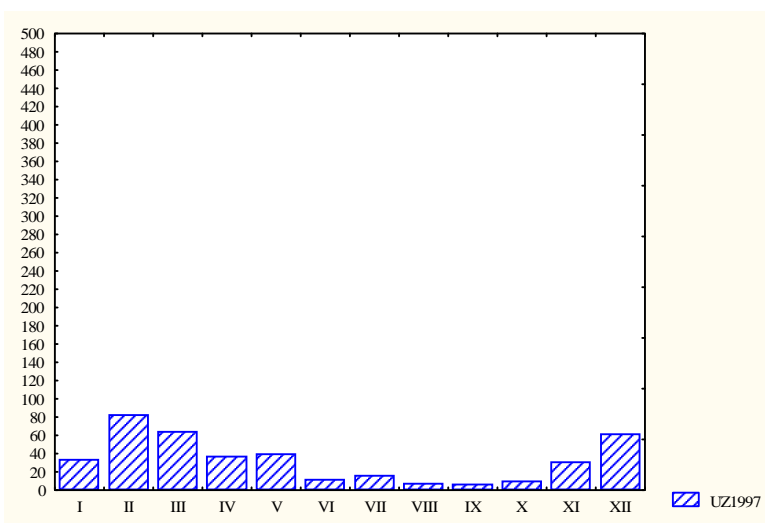
Средње месечне концентрације сумпор-диоксида током 1995. године показују да је максимална вредност измерена априла месеца $445 \mu\text{g}/\text{m}^3$, а минимална јула $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$, док је медијана била $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (сл. 2).

Годину 1996. карактерише значајан пад вредност SO_2 . Тако да је максимална вредност била у јануару $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$, минимална у мају и септембру $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$, док је средишња вредност $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Измерене вредности концентрација овог полутанта су сличне као оне током 1996. године. Максимална вредност забележена је фебруара месеца ($82 \mu\text{g}/\text{m}^3$), минимална септембра ($6 \mu\text{g}/\text{m}^3$), а средња $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (сл. 3).

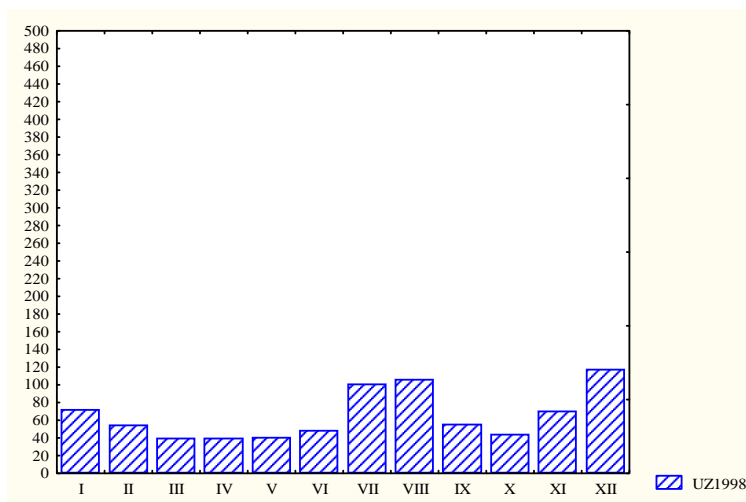


Сл. 3: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (1996. године)

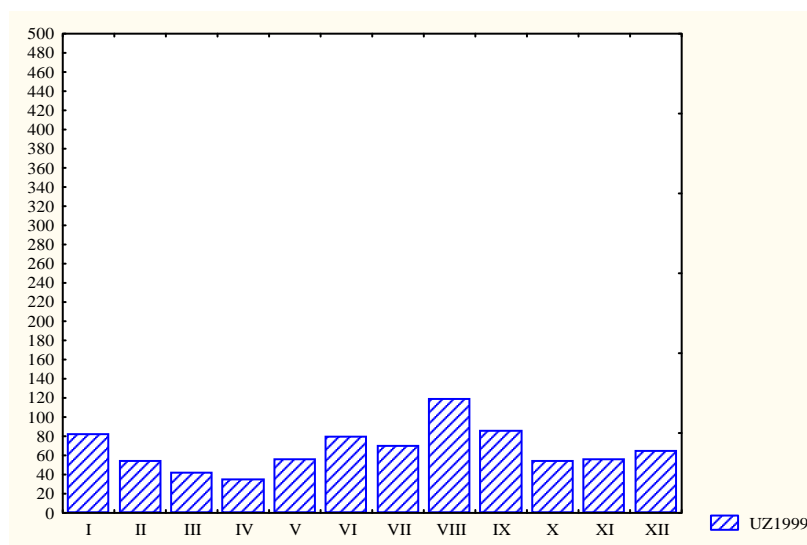


Сл. 4: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (1997. године)

Средње месечне концентрације сумпор-диоксида 1998. године су у односу на претходне две године веће. Тако је највећа вредност била децембра месеца и износила је $117 \mu\text{g}/\text{m}^3$, најмања је марта и априла ($39 \mu\text{g}/\text{m}^3$), а медијана $54,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

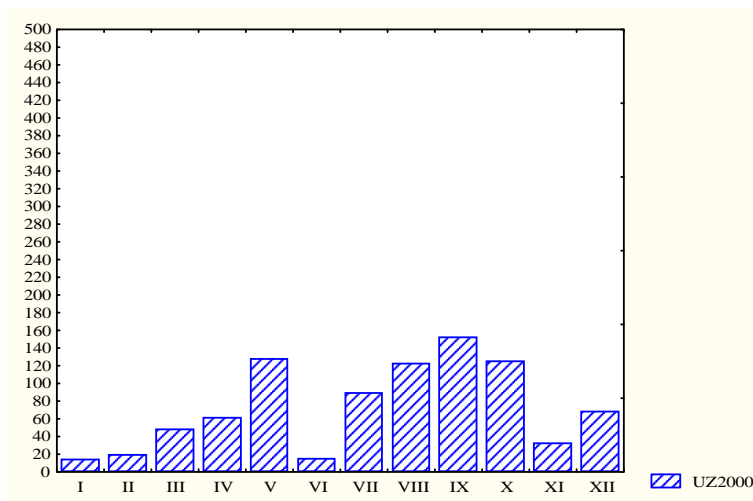


Сл. 5: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (1998. године)



Сл. 6: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (1999. године)

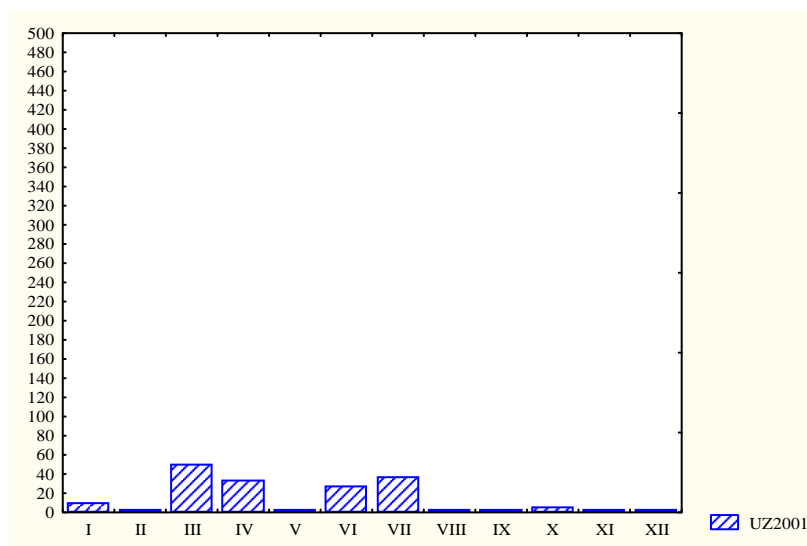
Забележене концентрације овог аерополутанта су сличне као у претходној години. Максимална вредност је $119 \mu\text{g}/\text{m}^3$ у августу, минимална ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) у априлу, а средња $60,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (сл. 6).



Сл. 7: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (2000. године)

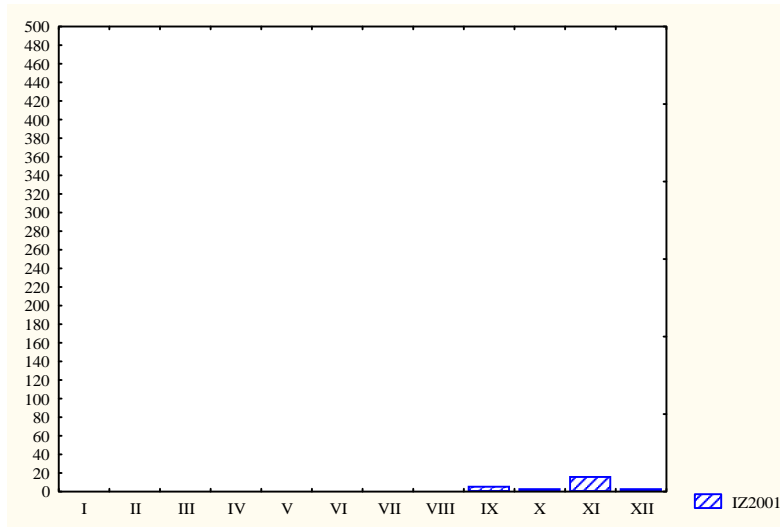
Током 2000. године вредности сумпор-диоксида су знатно повишене у односу на претходне четири године. Максималана вредност забележена је септембра месеца ($152 \mu\text{g}/\text{m}^3$), минимална у јануару ($14 \mu\text{g}/\text{m}^3$), док је вредност медијане $64,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Од 2001. године мерења су вршена на два мерна места: у урбаној и индустријској зони. Издајамо табеларно измерене концентрације SO_2 на оба мерна места (таб.3).



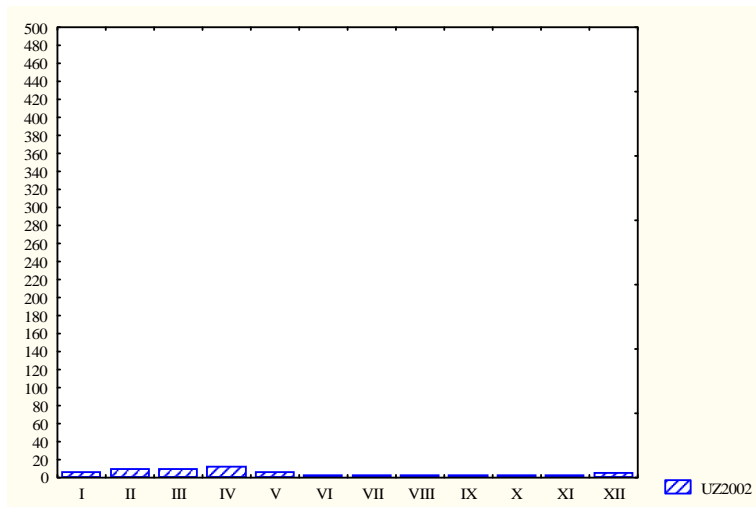
Сл. 8: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (2001. године)

Мерења вршена у урбаној зони града током 2001. године су показала максималну вредност сумпор-диоксида у марту месецу, када је измерено $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, минимална $< 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ је забележена током II, V, VIII, IX, XI и XII месеца. Медијана $3,99 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



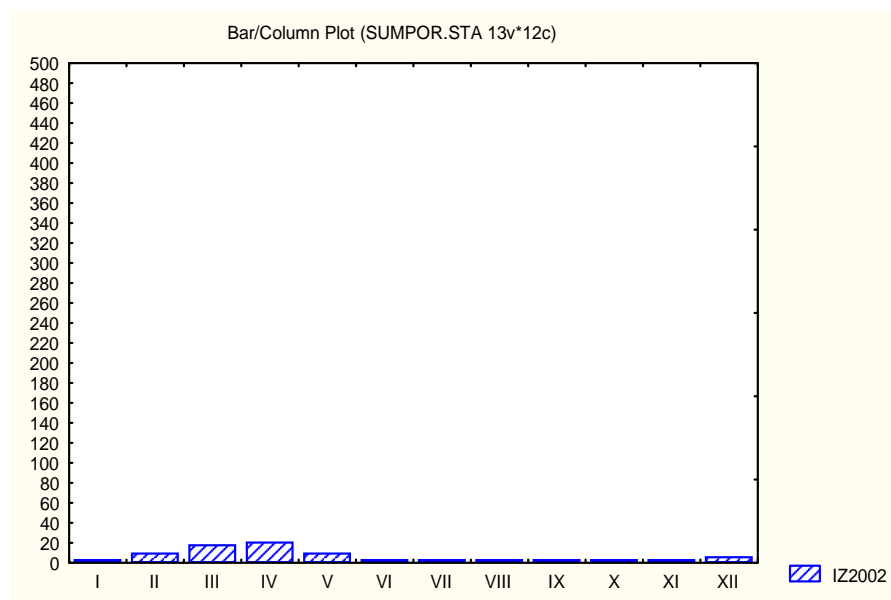
Сл. 9: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (2001. године)

Средње месечне концентрације SO₂ измерене су у индустријској зони током 2001. године, и то почев од септембра месеца до децембра. Максимална вредност (15,5 µg/m³) у новембру, минимална (< 3 µg/m³) у октобру и децембру, медијана 4,24 µg/m³.



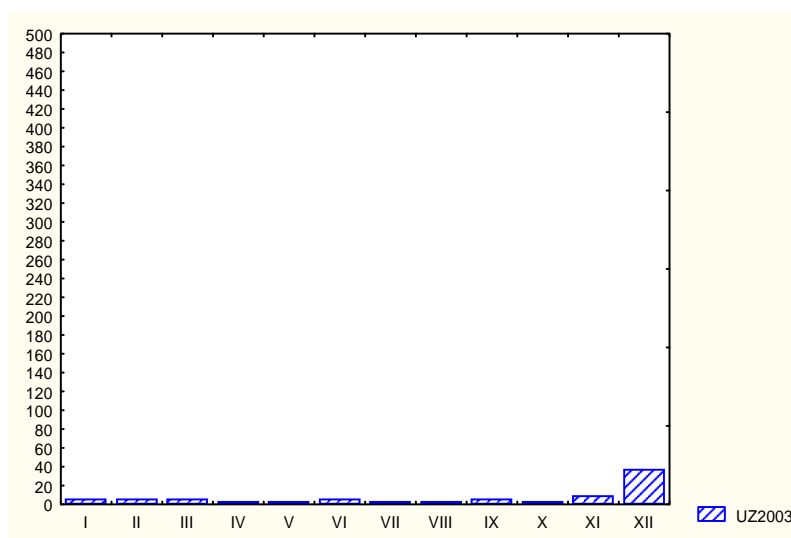
Сл. 10: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (2002. године)

Током 2002. године мерења у урбаној зони показала су да је највећа вредност (12,5 µg/m³) у априлу, најмања (< 3 µg/m³) од јуна до новембра. Медијана 3,99 µg/m³ (сл. 10).



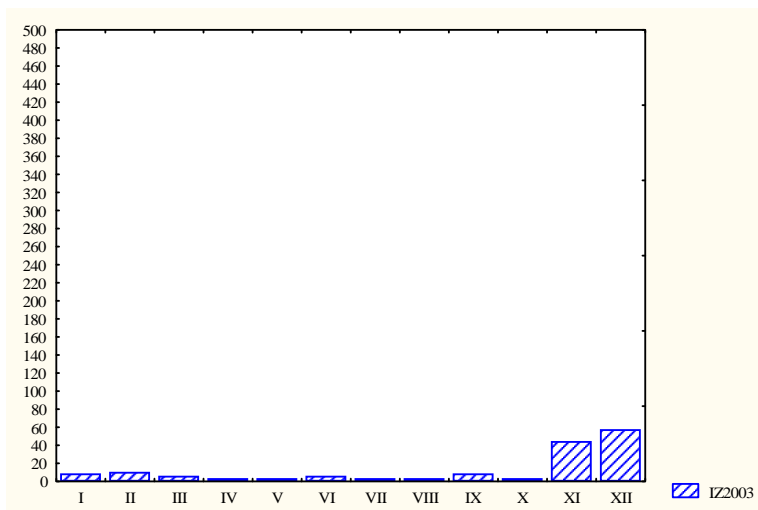
Сл. 11: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (2002. године)

Током 2002. године мерења у индустријској зони показала су да је максимална вредност ($20,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) у априлу, минимална ($< 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) у јануару и од јуна до новембра. Медијана $2,99 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Сл. 12: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (2003. године)

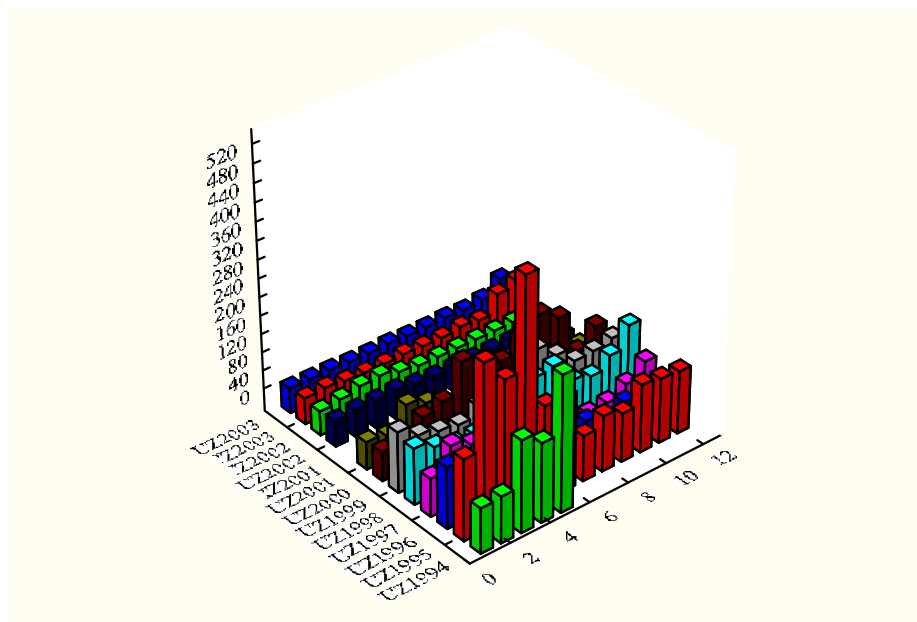
Средње месечне концентрације сумпор-диоксида на мерном месту у урбаној зони показале су максималну вредност од ($36,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) у децембру, минималну ($< 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) у IV, V, VII, VIII, и X месецу. Медијана $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Сл. 13: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (2003. године)

Мерења извршена на мерном месту у индустријској зони града током 2003. године, показала су највећу вредност ($56,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) у децембру, најмању ($< 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) у IV, V, VII, VIII и X месецу. Значи, идентично као и забележене вредности на мерном месту у урбаној зони исте године. Медијана $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Што се тиче измерених концентрација чађи током овог периода, чија GVI (гранична вредност имисије), износи $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, оне су испод дозвољених и крећу се од $< 8 - 28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (таб.7).



Сл. 14: Средње месечне концентрације сумпор-диоксида (1994-2003. године)

Вредности SO₂ измерене у Врању у периоду 1994-2003. година приказане су на хистограму 14. Максимална вредност забележена је 1995. године априла месеца 445 µg/m³, минималне < 3 µg/m³ су забележене током више месеца почев од 2001. до 2003. године.

Таб.6: Средње месечне вредности измерених концентрација SO₂ (µg/m³) на територији Врања у периоду 1994 - 2003. године (УЗ-урбана зона, ИЗ- индустријска зона)

| | УЗ 1994 | УЗ 1995 | УЗ 1996 | УЗ 1997 | УЗ 1998 | УЗ 1999 | УЗ 2000 | УЗ 2001 | ИЗ 2001 | УЗ 2002 | ИЗ 2002 | УЗ 2003 | ИЗ 2003 |
|------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| I | 48 | 126 | 83 | 33 | 72 | 82 | 14 | 10 | | 6 | 2.99 | 5 | 7,5 |
| II | 51 | 306 | 64 | 82 | 54 | 54 | 19 | 2.99 | | 10 | 9 | 5 | 10 |
| III | 149 | 251 | 41 | 64 | 39 | 42 | 48 | 50 | | 10 | 18 | 5 | 5 |
| IV | 122 | 445 | 24 | 37 | 39 | 35 | 61 | 33.5 | | 12.5 | 20.5 | 2.99 | 2.99 |
| V | 245 | 155 | 17 | 39 | 40 | 56 | 128 | 2.99 | | 6 | 9 | 2.99 | 2.99 |
| VI | | 153 | 28 | 11 | 48 | 80 | 15 | 27.5 | | 2.99 | 2.99 | 5 | 5 |
| VII | | 49 | 31 | 16 | 101 | 70 | 89 | 37 | | 2.99 | 2.99 | 2.99 | 2.99 |
| VIII | | 71 | 35 | 7 | 106 | 119 | 122 | 2.99 | | 2.99 | 2.99 | 2.99 | 2.99 |
| IX | | 56 | 17 | 6 | 55 | 86 | 152.5 | 2.99 | 5.5 | 2.99 | 2.99 | 5 | 8 |
| X | | 98 | 35 | 10 | 44 | 54 | 125 | 5 | 2.99 | 2.99 | 2.99 | 2.99 | 2.99 |
| XI | | 91 | 48 | 31 | 70 | 56 | 32 | 2.99 | 15.5 | 2.99 | 2.99 | 8.5 | 43.5 |
| XII | | 87 | 38 | 61 | 117 | 65 | 68 | 2.99 | 2.99 | 5 | 6 | 36.5 | 56.5 |

Таб.7: Средње месечне вредности измерених концентрација чађи (µg/m³) на територији Врања у периоду 2000 - 2003. године (УЗ-урбана зона, ИЗ- индустријска зона)

| | УЗ 1995 | УЗ 1996 | УЗ 1997 | УЗ 1998 | УЗ 1999 | УЗ 2000 | УЗ 2001 | ИЗ 2001 | УЗ 2002 | ИЗ 2002 | УЗ 2003 | ИЗ 2003 |
|------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| I | 102 | 122 | 72 | 91 | 184 | < 8 | < 8 | - | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 |
| II | 68 | 130 | 61 | 64 | 85 | 28 | < 8 | - | < 8 | 24 | < 8 | < 8 |
| III | 48 | 33 | 60 | 46 | 28 | 21 | < 8 | - | < 8 | < 8 | < 8 | 11 |
| IV | 23 | 17 | 52 | 24 | 20 | < 8 | < 8 | - | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 |
| V | 18 | 9 | 15 | 13 | 9 | < 8 | < 8 | - | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 |
| VI | 13 | 13 | 9 | 17 | 9 | < 8 | < 8 | - | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 |
| VII | 29 | 9 | 13 | 15 | 11 | < 8 | < 8 | - | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 |
| VIII | 28 | 9 | 20 | 13 | 7 | < 8 | < 8 | - | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 |
| IX | 17 | 35 | 17 | 16 | 31 | < 8 | 9 | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 | 15 |
| X | 17 | 49 | 24 | 53 | 78 | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 | 8.61 |
| XI | 47 | 62 | 62 | 63 | 93 | 19 | 9 | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 |
| XII | 44 | 39 | 91 | 252 | 46 | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 | < 8 | 18.5 |

Резултати досадашњих мерења (таб.6) указују да присуство овог полутанта зависи од доба године, интензитета саобраћаја и атмосферских прилика. Један од разлога опадања

концентрација SO₂ од 2001. године је потпун прекид рада фабрике текстилне индустрије „Јумко”, кожарске „Коштана”, смањење интензитета рада дрвне индустрије „Симпо” и осталих фабрика „Пољопродукт-а”, „Заваривач-а” (фот. 6), „Алфе” (фот. 2), „Хив-а”, „ВАТ-DIV-а” (фот. 5). Лоша економска ситуација се евидентно огледа у смањењу густине саобраћаја, врстама возила, погонских горива, враћању становништва пољопривредној производњи и др.

3.1.6. Основне карактеристике лишајева

Лишајеви представљају трајну заједницу двеју разноврсних симбионата алге и гљиве. Њих карактерише међузависност - гљива својим хифама обухвата алгу чинећи са њом чврст склоп. Размена материја између ових организама врши се кроз зидове њихових ћелија. Од аутотрофне алге која врши фотосинтезу гљива добија органске материје, а алга од гљиве воду, минералне соли и др. Однос између алги и гљива представља муталистичку симбиозу (међусобна условљеност симбионата ради обостраног егзистирања у заједници). Ове две врсте биљака образују организам са новим физиолошко-морфолошким и еколошким својствима.

Алге које улазе у састав лишајева припадају зеленим (21 врста) и модрозеленим (11 врста). Најчешће зелене алге су: *Chlorella*, *Trebouxia*, *Trentepohlia*, *Coccomyxa*, а од модрозелених: *Chroococcus*, *Gloeocapsa*, *Nostoc*, *Rivularia*, *Calothrix*, и др. Гљиве припадају аскомицетама (*Ascomycetes*) и базидиомицетама (*Basidiomycetes*).

Свака врста лишајева карактерише се одређеном врстом алги и одређеном врстом гљиве. На основу посебних морфолошких особина разликујемо следеће форме лишајева:

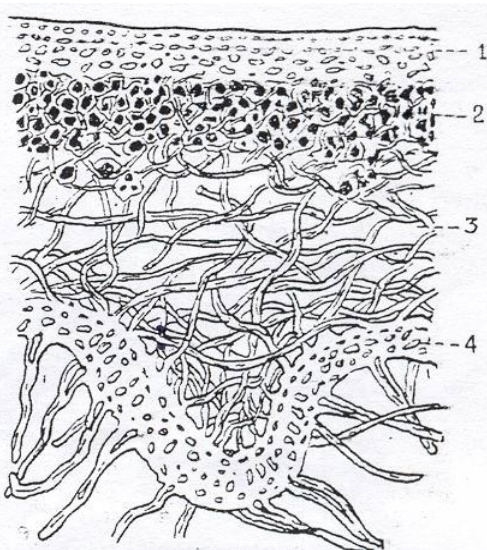
- *корасте*,
- *листасте и*
- *жбунасте*.

Корасте лишајеви су чврсто приљубљени за подлогу (кора дрвећа, површина стена, старе зидине и др.) и од ње се врло тешко одвајају, без оштећења талуса. Чак 80 % од укупног броја врста управо припада њима.

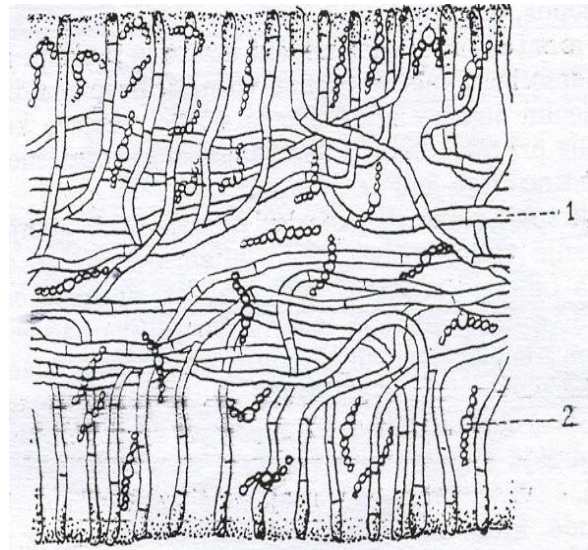
Листасте лишајеви имају талус облика лисне плоче са режњевима који није целом површином талуса чврсто везан за подлогу (тзв. лабава веза).

Жбунасти лишајеви су добили име по талусу који подсећа на жбун спојен са подлогом гомфом (дршком) и најчешће заузимају усправан положај у односу на подлогу (земљиште, кора дрвећа, брдских и планинских предела).

На основу просторног распореда у талусу алге и гљиве, они могу бити хомеомерне и хетромерне грађе. У хомеомерном талусу је мање-више равномерни распоред ћелија алги и хифа гљива (сл.16). Већина листастих и жбунастих лишајева има талус хетеромерне грађе, код кога се на попречном пресеку уочава горња кора (хифе са дебелим зидовима, без ћелија алги); гонидијални слој (танкозидне растресите хифе са уметнутим ћелијама алги); срж (још растреситије хифе између којих су простори испуњени ваздухом) и доња кора (сличне грађе као и горња, с том разликом што од ње полазе ризиније или ризоиди који апсорбују воду и хранљиве материје (сл.15).



Сл.15: Хетеромеран талус лишајева:
1-горња кора; 2-гонидијални слој;
3-срж; 4-доња кора. Из Strasburgera
1962.



Сл.16: Хомеомеран талус лишајева: 1-хифе гљива;
2-алге. Из Курсанова 1945.

Лишајеви у хифама садрже лишајске киселине, од којих између осталог потиче боја талуса. Ово својство се користи за детерминацију врста. Апсорпција воде и минералних материја се врши преко зидова дебелозидних хифа и целом површином талуса. Интензитет фотосинтезе је слаб, што је и разлог њиховог спорог раста (до 1 милиметар годишње). Лишајеви се карактеришу дугим животом. На пример, за неке алпске и арктичке врсте се

сматра да су старе преко 1.000 година. Размножавање лишајева обавља се било којим делом талуса, спорама, соредијама или изидијама.

Они се могу наћи свуда где постоје услови за опстанак сувоземних биљака (земљишту, кори дрвећа, листовима биљака – тропске врсте, стенама, дрвеном угљу, костима, зидинама, хартији, платну итд.)

Неки лишајеви се користе за исхрану људи (*Cetraria islandica*, *Lecanora esculenta*, *Gyrophora esculenta*); животиња (*Cladonia rangiferina*, родови *Cetraria*, *Usnea*); за добијање лекова (*Usnea barbata* – препарат са антибактеријским дејством „Фитосепт”, *Cetraria islandica* и *C. succullata*); за добијање парфема (*Evernia prunastri*); боја (род *Roccella*); алкохолних пића, алкохола и танина.

Порекло им је полифилетско, настали су од врста алги и гљива које су у почетку самостално живеле, да би временом изградили симбиотску заједницу.

Процена је да данас постоји око 20.000 врста лишајева (Мариновић, 1988).

3.1.7. Систематска припадност проучаваних врста

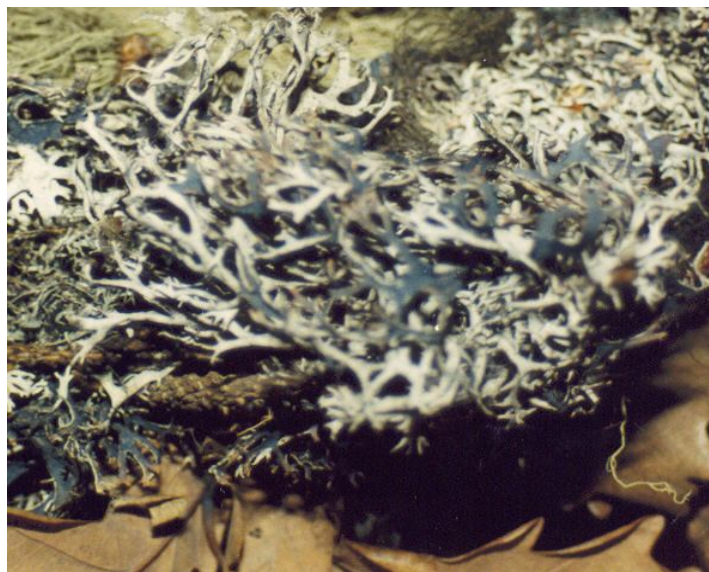
Раздео: *Lichenophyta*

Класа: *Ascolichenes*

Поткласа: *Gymnocarpeae*

Ред: *Lecanorales*

Врста: *Evernia prunastri* (L.) Ach.



Фот. 8: Жбунасти лишај - *Evernia prunastri* (L.) Ach.

Талус жбунаст, 3 – 10 cm дуг и широк, viseћи или издигнут од супстрата, причвршћен основом, неправилан или дихотомо гранат, мек, сив или жутозеленкаст. Режњеви 1-6 (-10) mm широки, на почетку скоро цилиндрични, касније изразито лиснато-плоснати, дорзовентрални; на горњој страни пласнат или незнатно испупчен, неправилно мрежасто наборани или рупичасти, мало таласасти, ретко глатки, на крајевима заокругљени, тупи или заострени. Доња страна режњева плитко жљебаста, светлије од горње, фино жиласта. Соралије обично развијене, ситно појединачне или груписане у мање или веће групе, беличасте. Апотеције веома ретке. Дискови црвеносмеђи. Споре 7-11 × 4-6 μm (фот. 8).

Има их на кори четинарског и листопадног дрвећа, ретко на дрвету и стенама. Веома често су у планинским подручјима Словеније, Хрватске, Хрватског приморја, Далмације, Славоније, Војводине, Босне и Херцеговине, Србије, Косова, Македоније, Мурати (1992).

Раздео: *Lichenophyta*

Класа: *Ascolichenes*

Поткласа: *Gymnocarpeae*

Ред: *Lecanorales*

Врста: *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig.



Фот. 9: Жбунасти лишај *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig.

Талус жбунаст, одвојен од супстрата или виси, 1-5 cm дуг и широк, богато разгранат, причвршћен, са уже основе која није поцрнела, сиво-маслинаст или жутњикавозелен, таман. Гране дебеле (0,5-)1-2 mm, ка врховима неправилно су стешњене, неправилно цилиндричне, дупчате или наборане, без брадавица. Бочне гране многобројне, много дуге и косе, на крајевима заострене или затупљене. Соралије скоро увек присутне, брадавичасте, соредије изидиозне, са постављеним \pm звездастим или издигнутим соралијама. Апотеције много ретке, са пречником 3-7 mm, рубови са ресама (гранама) дугим 2-3 mm. Дискови прљаворозе, фино беличасто напрскани. Споре $8 \times 5 \mu\text{m}$. Кора је различите дебљине 35-100 μm , мембранаста, параплекетенхиматична. Медула дебела 135-300 μm , лабава, са неправилним хифама дебелим 6-7 μm (фот. 9).

Usnea hirta (L.) Web. in Wig. распрострањена је на кори различитих дрвећа, од ниских до високих планина. Честа у Словенији, Хрватској, Хрватском приморју, Далмацији, Славонији, Босни, Србији, Косову, Македонији, Мурати (1993).

3.2. ПОСЕБНИ ДЕО

Екосистем је данас изложен утицају великог броја загађивача. Загађивачи емитовани из извора загађења одлазе у атмосферу из које се сувим или мокрим таложењем обарају на земљу, одлазе у водене токове и загађују комплетно екосистем. Биљке из земље и из ваздуха усвајају загађиваче, тако да они преко биљака улазе у ланце исхране.

Биљке су јако осетљиве на загађење, али међу њима постоје разлике у осетљивости. Због тога су извршене и разне поделе на основу отпорности и осетљивости биљака према загађењу. Међу осетљивим биљкама налазе се и лишажеви који припадају нижим биљкама. Иако немају потпуно формиране органе, лишажеви апсорбују тешке метале целим својим телом (талусом) у коме загађивачи изазивају најпре биохемијско-физиолошке промене, а касније настају морфолошке промене које се виде голим оком (промена боје талуса и смањење биомасе).

Имајући у виду да су лишажеви јако осетљиви на SO_2 који штетно делује на њих, уништава их и доводи до стварања лишажјских пустиња, одлучили смо да испитамо утицај и других загађивача на промене које настају код лишажјева пре морфолошких.

Поучени литературом која се односи на више биљке, испитивали смо неке биохемијске индикације у условима загађености животне средине. Проучавали смо биохемијско-физиолошке промене настале у талусима лишажјева у току одређеног периода вегетације у загађеној средини. После шест месеци вегетирања у условима загађеног окружења, у талусима лишажјева мерене се активности ензима каталазе и пероксидазе, садржај аминокиселине пролин, садржај аскорбинске киселине и садржај хлорофила „а” и „б”. Ови биохемијско-физиолошки параметри представљају ране показатеље загађености животне средине и настају пре видљивих оштећења.

Поред ових параметара, испитивали смо апсорпцију и акумулацију тешких метала у талусима лишајева након одређеног периода вегетирања у загађеној средини.

3.2.1. Апсорпција и акумулација тешких метала у талусу лишајева

Једна група тешких метала (Pb, Cd, Hg, Al) нема никакве физиолошко-биохемијске функције у биљним ћелијама, а када се њихова концентрација повиси постају јако токсични за живе ћелије. Са друге стране Zn, Cu и Fe припадају групи елемената која је неопходна за растење и развиће биљака. Они учествују у бројним метаболичким процесима биљака. Међутим, у већим концентрацијама и ови тешки метали делују веома токсично на живе ћелије.

Имајући у виду различиту осетљивост, а и способност апсорпције и акумулације тешких метала код виших биљака, одлучили смо да вршимо испитивања апсорпције и акумулације тешких метала (Pb, Al, Cd, Cu, и Zn) у талусу лишајева врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. In Wig. које су пренете са Копаоника и постављене да вегетирају у загађеној средини Врањског регина и то у различитим временским периодима са трајањима од шест месеци (зима–пролеће и лето–зима) и на различитим локалитетима.

Резултати добијени у току истраживања показују да је садржај тешких метала код обе врсте истраживаних лишајева након вегетације углавном мањи у односу на контролу. Међутим, постоје разлике у апсорпцији и акумулацији тешких метала које се огледају између истраживаних врста лишајева, периода вегетирања, локалитета, као и садржаја одређеног метала.

Тако, све констатоване вредности за тешке метале (Pb и Al) код обе врсте лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. и у оба периода вегетирања су испод контроле (таб. 8 и 9).

Таб. 8: Садржај тешких метала ($\mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине) у талусима врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach. који су били изложени утицају аерозагађења у региону Брања, у односу на контролне врсте са Копаоника

| Локалитети | 18.10.2002 – 18.04.2003. | | | | | | | | | |
|-----------------|--------------------------|------|---------|------|---------|------|---------|------|---------|------|
| | Pb | % | Al | % | Cd | % | Cu | % | Zn | % |
| К - Контрола | 0.17935 | 100 | 1.11864 | 100 | 0.005 | 100 | 0.00566 | 100 | 0.07409 | 100 |
| P1 - Суви Дол | 0.0771 | 43 | 0.79688 | 72.3 | 0.00021 | 4.2 | 0.00498 | 88 | 0.03653 | 49.3 |
| P2 - Инду. зона | 0.00977 | 5.4 | 0.1 | 8.9 | 0.0002 | 4 | 0.00088 | 15.5 | 0.00906 | 12.2 |
| P3-Аутоп-Е75 | 0.05093 | 28.4 | 0.7375 | 66 | 0.00018 | 3.6 | 0.00541 | 95.6 | 0.03635 | 49.1 |
| P4-Бунушев. | 0.09907 | 55.3 | 1.03125 | 2.8 | 0.00043 | 8.6 | 0.00498 | 88 | 0.05501 | 74.3 |
| P5-Учитель.фак. | 0.03315 | 18.5 | 0.33568 | 30 | 0.00013 | 2.6 | 0.00095 | 16.8 | 0.02317 | 31.3 |
| P6-Град.парк | 0.04082 | 22.7 | 0.84375 | 75.4 | 0.00025 | 5 | 0.00512 | 90.4 | 0.05062 | 68.3 |
| P7-Пљачковица | 0.00454 | 2.5 | 0.13906 | 12.4 | 0.0002 | 4 | 0.00146 | 25.8 | 0.01133 | 15.3 |
| Локалитети | 01.07.2003 – 01.01.2004. | | | | | | | | | |
| | Pb | % | Al | % | Cd | % | Cu | % | Zn | % |
| К - Контрола | 0.09162 | 100 | 0.5375 | 100 | 0.00023 | 100 | 0.00541 | 100 | 0.04291 | 100 |
| P1 - Суви Дол | 0.04529 | 49.4 | 0.28684 | 53.4 | 0.0001 | 43.5 | 0.00241 | 44.5 | 0.02648 | 61.7 |
| P2 - Инду. зона | 0.01846 | 20.1 | 0.13026 | 24.6 | 0.0001 | 43.5 | 0.00115 | 21.3 | 0.01766 | 41.2 |
| P3-Аутоп-Е75 | 0.0152 | 16.6 | 0.09737 | 18.1 | 0.0001 | 43.5 | 0.00115 | 21.3 | 0.01068 | 24.9 |
| P4-Бунушев. | 0.072 | 78.6 | 0.37237 | 69.3 | 0.00043 | 187 | 0.00346 | 64 | 0.04151 | 96.7 |
| P5-Учитель.фак. | 0.02935 | 32.1 | 0.12763 | 23.7 | 0.0001 | 43.4 | 0.00099 | 18.3 | 0.01483 | 34.6 |
| P6-Град.парк | 0.0428 | 46.7 | 0.21579 | 40.4 | 0.00024 | 104 | 0.00218 | 40.3 | 0.11321 | 40.5 |
| P7-Пљачковица | 0.0364 | 39.7 | 0.38947 | 72.4 | 0.00019 | 82.6 | 0.00295 | 54.5 | 0.0717 | 33.6 |

Таб. 9: Садржај тешких метала ($\mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине) у талусима врсте *Usnea hirta* (L.) Web. In Wig. који су били изложени утицају аерозагађења у региону Брања, у односу на контролне врсте са Копаоника

| Локалитети | 18.10.2002 - 18.04.2003. | | | | | | | | | |
|-----------------|--------------------------|------|---------|------|---------|-----|---------|--------|---------|------|
| | Pb | % | Al | % | Cd | % | Cu | % | Zn | % |
| К - Контрола | 0.06973 | 100 | 0.19167 | 100 | 0.0002 | 100 | 0.0045 | 100 | 0.03837 | 100 |
| P1 - Суви Дол | 0.07132 | 10.2 | 0.15253 | 79.6 | 0.00017 | 85 | 0.08313 | 1847.3 | 0.03064 | 80 |
| P2 - Инду. зона | 0.00853 | 1.22 | 0.11478 | 60 | 0.00016 | 80 | 0.0099 | 220 | 0.02135 | 55.6 |
| P3-Аутоп-Е75 | 0.0493 | 7.1 | 0.13629 | 71.1 | 0.00019 | 95 | 0.04276 | 950.2 | 0.03272 | 85.3 |
| P4-Бунушев. | 0.09897 | 14.2 | 0.17136 | 89.4 | 0.00033 | 165 | 0.09917 | 2203.7 | 0.01939 | 50.5 |
| P5-Учитель.фак. | 0.02919 | 4.2 | 0.16281 | 85 | 0.00012 | 60 | 0.04179 | 928.6 | 0.02635 | 68.7 |
| P6-Град.парк | 0.04373 | 6.3 | 0.13564 | 70.7 | 0.00019 | 95 | 0.03186 | 708 | 0.03236 | 84.3 |
| P7-Пљачковица | 0.00392 | 0.5 | 0.12387 | 64.6 | 0.00018 | 90 | 0.00513 | 114 | 0.02746 | 71.5 |
| Локалитети | 01.07.2003 - 01.01.2004. | | | | | | | | | |
| | Pb | % | Al | % | Cd | % | Cu | % | Zn | % |
| К - Контрола | 0.29595 | 100 | 0.30625 | 100 | 0.0001 | 100 | 0.00495 | 100 | 0.04884 | 100 |
| P1 - Суви Дол | 0.01964 | 6.63 | 0.15197 | 49.6 | 0.0001 | 100 | 0.00356 | 72 | 0.01952 | 40 |
| P2 - Инду. зона | 0.01573 | 5.3 | 0.11618 | 38 | 0.0001 | 100 | 0.00218 | 44.1 | 0.02535 | 52 |
| P3-Аутоп-Е75 | 0.02566 | 8.7 | 0.10397 | 34 | 0.00012 | 120 | 0.00192 | 38.9 | 0.02945 | 60.3 |
| P4-Бунушев. | 0.00208 | 0.7 | 0.25438 | 83.1 | 0.00025 | 250 | 0.00388 | 78.4 | 0.03193 | 65.4 |
| P5-Учитель.фак. | 0.01236 | 4.2 | 0.16378 | 53.5 | 0.0001 | 100 | 0.00154 | 31.1 | 0.02269 | 46.4 |
| P6-Град.парк | 0.01147 | 3.8 | 0.19136 | 62.5 | 0.00016 | 160 | 0.00163 | 33 | 0.03452 | 70.7 |
| P7-Пљачковица | 0.01082 | 0.4 | 0.23179 | 75.6 | 0.00015 | 150 | 0.00269 | 54.4 | 0.01877 | 38.4 |

Најмање вредности за Pb измерене су код обе врсте лишажјева (*Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig.) у истом периоду вегетирања зима-пролеће на локалитету P7 – Пљачковица и износе $0.0045 \mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине, што је 2.5 % мање у односу на контролу за врсту *Evernia prunastri* (L.) Ach., а за *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. $0.0039 \mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине што је 0.5 % мање у односу на контролу (таб.8 и 9).

Овако мала апсорпција и акумулација олова у талусима са овог локалитета је у вези са надморском висином, до које загађивачи слабо долазе јер се они дистрибуирају углавном у нижим пределима, па их је на тим висинама мање.

Са друге стране, највећа концентрација олова код обе врсте лишајева у истом периоду вегетирања, зима-пролеће, измерена је на локалитету Р4 – Бунушевац и износи 0.0991 $\mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине, што је за 55 % мање у односу на контролу код врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach., док је код *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. 0.0989 $\mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине, што је за 14.2 % мање у односу на контролу. Повећана апсорпција и акумулација Pb код лишајева са локалитета Бунушевац је у вези са повећаном концентрацијом овог тешког метала на поменутом локалитету, која је настала услед његовог дугогодишњег коришћења као војног полигона, где је олово саставни део муниције коришћене на овом месту (Кршић, 1973; Димитријевић, 1979).

У летње-зимском периоду вегетирања запажа се да је већа апсорпција и акумулација олова код врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach., (таб. 8 и 9) у односу на врсту *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig.

Тако, највеће концентрације Pb измерене су код *Evernia prunastri* (L.) Ach., на локалитету Р4 – Бунушевац и износе 0.072 $\mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине, што је за 78.6 % мање у односу на контролу, а код *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. на локалитету Р3 – аутопут и износи 0.025 $\mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине, што је за 8.7 % мање у односу на контролу. На локалитету Бунушевац код исте врсте забележена је мања концентрација олова у односу на локалитет Р3 (поред аутопута) и износи 0.70 % у односу на контролу. Овако мала апсорпција и акумулација Pb на овом загађеном локалитету је у вези са периодом вегетирања обе врсте тј., летње температуре и светлост утичу на ову врсту лишајева да избегава апсорпцију олова, што је вероватно генетски условљено.

Најмање вредности за олово у летње-зимском периоду вегетирања измерене су код лишаја *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. у месту Р7 – Пљачковица и износе 0.011 $\mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине, што је за 0.4 % мање у односу на контролу.

Иако обе врсте лишјајева акумулирају мању количину олова у односу на контролу, у оба периода вегетирања ипак постоје разлике између врста лишјаја. Тако врста *Evernia prunastri* (L.) Ach., у оба периода на свим локалитетима акумулира више олова од врсте *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., што је у вези са морфолошком грађом, јер талус *Evernia prunastri* (L.) Ach., има већу апсорпциону површину због ширих режњева и грана самог талуса што је генетски условљено.

Са друге стране, измерене вредности за Al код обе врсте лишјајева (*Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig.) су испод контроле и то у оба периода вегетирања и на свим испитиваним локалитетима.

Постоје разлике у акумулираним вредностима Al између истраживаних врста и локалитета, као и периода вегетирања. Веће вредности Al измерене су код врсте *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. у односу на *Evernia prunastri* (L.) Ach. у оба временска периода (таб. 8 и 9).

Такође, запажена је и разлика у апсорпцији и акумулацији Al у зависности од периода вегетирања ових врста лишјајева. Тако, већа апсорпција и акумулација алуминијума настаје код обе истраживане врсте у периоду зима – пролеће (таб. 8 и 9).

Највеће вредности за Al измерене су на локалитету P4 – Бунушевац у периоду зима-пролеће код врсте *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. и износи 0.172 $\mu\text{g/g}$ суве тежине, што је за 89.4 % мање у односу на контролу. Вредност за алуминијум на истом локалитету P4 у периоду зима-пролеће код друге врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach., износи 1.031 $\mu\text{g/g}$ суве тежине, што је за 2.8 % мање у односу на контролу. Овако смањена апсорпција и акумулација Al код врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach. на загађеном локалитету P4 указује на способност ове врсте лишјајева да избегава његову апсорпцију и да се на тај начин брани од загађења.

Акумулација Cd код испитиваних врста лишаја *Evernia prunastri* (L.)Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. је различита у оба периода вегетирања. Запажа се углавном да *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. акумулира више Cd од врсте *Evernia prunastri* (L.)Ach. (таб. 8 и 9).

Такође, резултати показују да је измерена већа концентрација кадмијума у односу на контролу на неким локалитетима и то у различитим периодима вегетирања.

Карактеристично је да је на локалитету P4 (Бунушевац) измерена врло висока вредност за Cd у летње–зимском периоду код обе врсте лишаја и она износи 0.00025 µg/gr суве тежине, што је за 250 % више у односу на контролу.

Код врсте *Evernia prunastri* (L.)Ach. у истом периоду на истом локалитету P4 измерена вредност за Cd износи 0.00043 µg/gr суве тежине, што је за 187 % више у односу на контролу (таб. 8).

Благо повећане вредности за Cd нађене су у летње-зимском периоду код врсте *Evernia prunastri* (L.)Ach. на локалитету P6 – градски парк и износе 0.0002 µg/gr суве тежине, што је за 104 % више у односу на контролу (таб. 8).

Међутим, у истом летње-зимском периоду на истом локалитету код друге врсте лишаја (*U. hirta*) измерена је већа концентрација кадмијума и она износи 0.00016 µg/gr суве тежине, што је за 160 % више у односу на контролу (таб.9).

Битно је нагласити да је код врсте *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. у периоду лето-зима на свим истраживаним локалитетима концентрација Cd повећана у односу на контролу или је на нивоу са контролом (таб.9). Повећана апсорпција и акумулација кадмијума у овом периоду код врсте *U. hirta* зависи пре свега од њене генетске условљености, периода вегетирања, концентрације загађења, а вероватно и присуства фосфора.

Имајући у виду да лишајеви немају развијен коренов систем већ само ризоиде, чиме је искључена могућност апсорпције Cd из земљишта, тј., коре дрвета, закључујемо да је апсорпција Cd вршена једино преко талуса. Међутим, Мићовић и Стефановић (1961) наводе

да је кора дрвета изузетно богата минералима P, Ca, Fe, Mg, Al, Si, K и да лишајеви и маховине при високој влажности дрвета имају повећану апсорпцију ових минерала, које укључују у матаболичке процесе. Вероватно је да неки од њих утиче на пропустљивост ћелија лишајева, које врше повећану апсорпцију Cd или пак долази до оштећења талуса лишајева у додиру са Cd када настаје неконтролисана акумулација овог метала. Иначе, Cd је јако токсичан за живе ћелије у којима изазива различите промене.

Такође, Lounamaa (1956) налази да лишајеви акумулирају више Cd и Zn од виших биљака. Међутим, према нашим подацима, у периоду летње вегетације запажена је повећана акумулација Cd код истраживаних врста.

Апсорпција и акумулација Cu и Zn је различита између врста лишајева и зависи од периода вегетирања.

Углавном је апсорпција и акумулација ових метала (Cu и Zn) мања од контроле, са изузетком врсте *Usnea hirta* у зимском периоду вегетирања где је дошло до повећане апсорпције Cu чије су вредности далеко веће од контроле (таб. 8 и 9). Највећа концентрација за Cu измерена је на локалитету P4 – Бунушевац (локалитет који је највише бомбардован за време НАТО агресије) и износи 0.099 µg/gr суве тежине, што је за 2203 % више у односу на контролу. Са друге стране, најмања концентрација Cu измерена је код исте врсте у истом периоду вегетирања на локалитету P7 – Пљачковица и износи 0.050 µg/gr суве тежине, што је 114 % више у односу на контролу (таб. 9).

Повећана апсорпција бакра код ове врсте у зимском периоду је у вези са убрзаном фотосинтезом ове врсте лишајева у овом периоду, где Cu има кључну улогу у светлој фази фотосинтезе (улази у састав пластоцијанина). Процес фотосинтезе код лишајева успорен је у односу на више биљке, тако да је продуктивност биомасе мања (Smith, 1962). Међутим, исти аутор (1961. год.) доказује да је интензитет фотосинтезе код неких врста лишајева већи зими него лети, што би могло да се доведе у везу са нашим резултатима за врсту *U. hirta* која

апсорбује Cu више у зимском периоду вегетирања. Вероватно је да повећана апсорпција бакра и убрзана фотосинтеза код ове врсте лишајева представљају један одбрамбени вид талуса у загађеној средини, и на тај начин се по свој прилици ова врста лишајева одржава у животу у таквој средини.

Исто тако, врсте биљака које живе на местима загађеним бавром имају повећану толерантност према бакру (Ouzounidou et al., 1994).

Толерантне биљке на бакар брже расту, имају повећан садржај хлорофила, а самим тим и убрзан процес фотосинтезе.

Таб. 10: Садржај тешких метала ($\mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине) у талусима врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach. прикупљених из Врања и околине, у односу на контролне врсте са подручја Копаоника

| Локалитети | 01.07.2003. | | | | | | | | | |
|-----------------|-------------|------|---------|-----|---------|------|---------|-----|---------|------|
| | Pb | % | Al | % | Cd | % | Cu | % | Zn | % |
| К - Контрола | 0.17935 | 100 | 1.11864 | 100 | 0.0005 | 100 | 0.00566 | 100 | 0.07409 | 100 |
| P1 - Суви Дол | 0.04395 | 24.5 | 2.70313 | 241 | 0.00018 | 36.8 | 0.01171 | 207 | 0.07188 | 97 |
| P2 - Инду. зона | 0.0464 | 26 | 1.9375 | 173 | 0.00018 | 36.8 | 0.03878 | 686 | 0.08766 | 1183 |
| P3-Аутоп-Е75 | 0.06872 | 38.3 | 1.6875 | 151 | 0.00052 | 104 | 0.02707 | 478 | 0.14744 | 196 |
| P4-Бунушев. | 0.01954 | 11 | 3.51563 | 314 | 0.00034 | 67.4 | 0.01268 | 224 | 0.07775 | 105 |
| P5-Учитель.фак. | 0.01987 | 11.1 | 1.49059 | 133 | 0.00042 | 84.2 | 0.01097 | 194 | 0.0689 | 93 |
| P6-Град.парк | 0.02094 | 11.6 | 1.64063 | 146 | 0.00046 | 91.8 | 0.01171 | 207 | 0.07262 | 98 |
| P7-Пљачковица | 0.02246 | 12.5 | 1.51713 | 135 | 0.00033 | 65.4 | 0.01451 | 256 | 0.08268 | 112 |

Код лишаја врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach., која је стално била настањена на испитиваним локалитетима Врањског региона, акумулација тешких метала се разликује од врста које су пренете са Копаоника, мада има неких сличности. Док су врсте пренете из чисте у загађену средину избегавале апсорпцију Pb и Al, а неке у зимском периоду акумулирале Cd, код ове врсте имамо другачију слику и резултати показују да ова врста лишајева избегава акумулацију Pb и Cd, а акумулира Al, Cu и Zn.

Највеће количине Al забележене су у талусу лишјајева који вегетира на локалитету P4 – Бунушевац и износи 314 % више у односу на контролу, што је и разумљиво јер је овај локалитет годинама коришћен као војни полигон, а током НАТО агресије је гранатиран са 89 пројектила, па је концентрација Al као загађивача повећана (Al је саставни део барута, око 25 %).

Високе концентрације Al забележене су на свим истраживаним локалитетима и налазе се изнад контроле, што указује да ова врста лишјајева има афинитета за акумулацију овог метала.

Поред тако високе акумулације алуминијума, ови лишјајеви опстају на истраживаним локалитетима вероватно због своје толерантности на овај метал, или су пак код ове врсте лишјајева развијени фини механизми одбране од загађења на ћелијском и субћелијском нивоу.

Са друге стране концентрација Pb и Cd је у узорцима свих локалитета мања у односу на контролу, осим на локалитету P3 - аутопут где имамо благо повећање Cd, чија вредност износи 104 % више у односу на контролу. Ове јако токсичне метале ова врста не апсорбује и не акумулира, а највероватније се ради о њеној адаптацији условима средине.

Концентрација Cu и Zn код ове врсте лишјаја је повећана на свим локалитетима и налази се изнад контроле, што је и разумљиво јер се ови тешки метали укључују и троше у метаболичке процесе лишјаја и стога их они апсорбују и акумулирају у вишку.

Највеће вредности за Cu и Zn измерене су на локалитетима P3 - индустријске зоне где ова врста лишјајева много више акумулира Zn (1183 % више у односу на контролу) у односу на Cu (686 % у односу на контролу), што је у вези са концентрацијом ових тешких метала у ваздуху и земљишту (Holl and Hampp, 1995).

Иако влада велико шаренило у смислу апсорпције и акумулације тешких метала између врста лишјајева, периода вегетирања као и врсте акумулираног метала, ипак се може

уочити неки редослед у апсорпцији и акумулацији одређених тешких метала. Наши резултати показују да је редослед акумулације тешких метала у талусу истраживаних врста лишјајева који су вегетирали по шест месеци у региону Врања је следећи: $Cu > Zn > Cd > Pb > Al$.

Међутим, Garty et al. (1998) налазе да једна врста лишјаја из рода *Ramalina* акумулира тешке метале редоследом $Pb > Zn > Al > Cu$. Ова врста разликује се од наших врста лишјајева по дужини периода вегетирања, јер је она вегетирала 10 месеци у току лета. Такав редослед акумулације тешких метала вероватно су изазвали еколошки услови (високе температуре, суша, висок интензитет светлости). Alloway (1990) наводи да усвајање и накупљање тешких метала у биљака зависи од ендогених и егзогених фактора, од биљне врсте, генотипа, врсте метала и од концентрације тешких метала у животној средини.

Акумулација Pb у ткивима и органима виших биљака је неједнака. Највише Pb накупља се у кори дрвећа и листовима биљака, а најмање у цветовима и плодовима код дрвенастих биљака (Трајковић, 1995).

Steveninck et al., (1995); Trajković, (2005), налазе да се тешки метали (Pb , Cd , Zn и Cu) највише акумулирају у кореновима виших биљака пре свега пољопривредних култура. Локалитет и начин производње утичу на садржај тешких метала код повртарских култура (Илић и сар., 1999). Тако Pb и Cd има највише у органима раног поврћа из контаминиране области и то много више него код истих врста из мање контаминиране области.

Иако је Cd јако токсичан за већи број биљака, пре свега гајених, ипак, лишјајеви га акумулирају. Међутим, акумулација Cd је специфична за врсту и за период вегетирања. Према Sauerbeck (1989), МДК за Cd код већег броја гајених биљака износи $0,01 \mu\text{g}/\text{g}$ суве тежине. Према томе, наше вредности добијене за Cd код лишјајева који су вегетирали у загађеној средини налазе се испод МДК вредности. Са друге стране, код контролних лишјајева измерене су сасвим ниске вредности за Cd , далеко мање од проба. Велики број

литературних података указује на апсорпцију, акумулацију и дистрибуцију тешких метала код виших биљака. Углавном сви ти подаци указују на то да апсорпција, акумулација и дистрибуција тешких метала зависи од биљне врсте, од концентрације тешких метала у животној средини, од врсте тешких метала, као и од времена вегетирања биљке у загађеној средини.

Апсорбовани и акумулирани тешки метали у биљним ткивима изазивају различите промене које се односе на раст, развиће, као и метаболичке промене.

Као резултат свих тих промена код биљака долази до појаве видљивих промена, тј. морфолошких. Тако, тешки метали, пре свега Cu и Cd, још у току деобе ћелије код неких биљака изазивају инхибицију дељења ћелија и спречавају раст корена Radi et al. (1995); Arduini et al. (1994); Obata et al. (1994). У процесу клијања семена тешки метали, пре свега Pb, изазивају смањење процената клијавости код пшенице и кукуруза у условима експерименталне интоксикације Pb – ацетатом (Трајковић, 1995).

Тешки метали изазивају инхибицију неких ензима, а неке активирају (Кастори и Петровић, 1994; Филиповић и Јаблановић, 1996).

Комбиновани утицај Cu, Hg и еколошких фактора, пре свега температуре, одражава се на садржај хлорофила „a” и „b”, и на садржај растворљивих протеина, као и садржај сахарозе (Gadallah, 1994).

Токсично дејство олова на фотосинтезу је веома комплексно (Stiborova et al., 1986; Stoyanova and Tchakalova, 1993). Биљке сунцокрета гајене у присуству повећаних количина олова имале су значајно мањи садржај хлорофила „a” + „b” од контролних биљака (Kastori et al., 1996).

У бројним огледима је до сада утврђено да и високе концентрације кадмијума веома неповољно утичу на метаболизам биљака, при чему најочигледнија оштећења настају на фотосинтетском апарату (Wozny et al., 1990). Кадмијум смањује садржај хлорофила и однос

хлорофила *a/b*. Сматра се да је смањен садржај хлорофила вероватно резултат инхибиције његове биосинтезе. Каротеноиди су мање подложни утицају кадмијума. Кадмијум при истој концентрацији интензивније оштећује фотосинтетски апарат него олово. За разлику од олова, 10 μM Cd је у листовима краставаца изазвао смањење концентрације хлорофила за 75% до 80 % у односу на контролу (Lång et al., 1995).

Кадмијум се сматра једним од пет најтоксичнијих метала у воденој средини (Nalewajko, 1995). Он је екстремно токсичан за организме јер инхибира велики број ензимских система, ствара комплексе са аминокиселинама, пептидима и протеинима и утиче на конформацију и физичке особине ДНК (Conway, 1978). Кадмијум је веома токсичан за алге. У концентрацији од 10 μM Cd/l смањено је садржај хлорофила код *Asterionella formosa* за 90 %. И поред тога, код врсте *Euglena gracilis* пронађени су сојеви отпорни на кадмијум (Bariaud and Mestre, 1984). На фотосинтезу фитопланктона са ушћа реке Mackenzie у Канади концентрација од 5 mg Cd/l није деловала инхибиторно (Nalewajko, 1995).

Moustakas et al. (1994) су у пољским условима проучавали утицај бакра и олова на фотосинтезу и раст овса. Биљке гајене на локалитету са повећаним садржајем ових метала деловале су хлоротично и имале смањену висину и биомасу у поређењу са контролом, а накопљене количине бакра и олова у надземним деловима биле су у границама токсичности.

Тешки метали присутни у цитоплазми и митохондријама инхибирају процес дисања. Механизам неповољног дејства тешких метала на интензитет дисања није још увек сасвим јасан. Претпоставља се да су истовремено укључени како непосредни, тако и посредни њихови ефекти (Wu et al. 1975). У цитоплазми олово инхибира активност ензима директне оксидације глукозе (Hampp et al. 1973). У митохондријама олово, кадмијум и никал у сувишку инхибирају даљи процес дисања, тј. Кребсов циклус и транспорт електрона у процесу оксидативне фосфорилације (Miller et al. 1973; Hampp et al. 1976). У присуству кадмијума и бакра митохондрије, нарочито кристе, бубре (Ouzounidou et al. 1995), подстиче

се оксидација малата, пирувата, сукцината, а посебно NADH, чиме се смањује накупљање еквивалената редукције.

Најзначајнију улогу у регулацији раста и развоја биљака имају фитохормони. Али о утицају тешких метала на метаболизам фитохормона има релативно мало података.

Олово инхибира раст ћелија, што се тумачи стимулацијом оксидације ауксина (Mukherji и Maitra, 1977). Неки аутори сматрају да је смањење раста ћелија у присуству веће концентрације тешких метала последица њиховог утицаја на метаболизам и транспорт ауксина (Lane et al. 1978).

Према Marschner (1986), сви еколошки чиниоци који утичу на раст корена смањују транспорт цитокинина из корена у надземне органе, пошто се они синтетишу у корену. Тешки метали при већим концентрацијама значајно смањују раст корена. Стога је оправдано предпоставити да они утичу и на снабдевање надземних органа цитокининима.

Тешки метали при већим концентрацијама утичу и на анатомску грађу корена и надземних органа биљака. Утврђено је да токсичне концентрације тешких метала смањују број и величину проводних судова и тиме њихову укупну површину (Vázquez et al. 1987; Barceló et al. 1988). Сматра се да је смањење броја и величине проводних судова код биљака третираних кадмијумом резултат инхибиције деобе ћелија прокамбијума и камбијума као и смањење издуживања ћелија.

Сви ови негативни ефекти, који се јављају у присуству тешких метала, испољавају се на смањење приноса код виших биљака (Трајковић, 1991). Тако, Narwal and Singh (1993) су проучавали Cd и Zn на принос и квалитет кукуруза и утврдили да само високе концентрације Cd смањују принос кукуруза, а оба тешка метала у већим концентрацијама изазивају промену хемијског састава кукуруза. Насупрот томе, Петровић и Кастори, (1994); Јаблановић и Трајковић, (1983) прочитавајући утицај ниских концентрација тешких метала на клијање семена, налазе да ниске концентрације Pb и Ni утичу на повећање приноса и суве

масе младих биљака пшенице. Аутори наводе да се вероватно ради о активацији ензима у присуству ових метала. На основу наших резултата све ове поменуте промене срећу се код испитиваних врста лишајева.

Лишајеви тешке метале апсорбују и акумулирају неравномерно. Акумулација тешких метала зависи од врсте лишајева, периода вегетирања, локалитета на коме је лишај вегетирао и врсте метала који одговарајућа врста апсорбује и акумулира.

На основу резултата добијених у току истраживања, као и доступне литературе, можемо рећи да су лишајеви комбиновани организми алге и гљиве и да они различито усвајају и акумулирају тешке метале. Наиме, с правом лишајева можемо поделити у три групе:

- врсте које селективно врше акумулацију тешких метала (што представља један вид могућег механизма отпорности према загађењу);
- врсте које избегавају апсорпцију тешких метала тј., служе само као индикатори загађења и
- толерантне врсте лишајева за тешке метале (пре свега Cd и Cu).

Имајући у виду да лишајеви немају развијен коренов систем, искључена је могућност апсорпције тешких метала из земљишта, јер ризоиди нису у могућности да апсорбују тешке метале у тако загађеној средини из подлоге (кора дрвета).

Стога, једина могућност апсорпције тешких метала јесте из ваздуха путем талуса. Запажено је да лишајеви акумулирају тешке метале, пре свега Pb и Al, који су јако токсични, а немају никакву функцију у биљним организмима, у врло малим концентрацијама које су далеко испод контроле.

Сматрамо да је апсорпција тешких метала код контролних врста лишајева већа од врста лишајева после вегетације и да зависи од концентрације тешких метала у ваздуху. При

мањој концентрацији тешких метала у ваздуху, обе врсте лишајева више акумулирају тешке метале него при већој концентрацији, али мање од виших биљака.

Стога можемо рећи да највећи број врста лишајева не врши акумулацију тешких метала у загађеној средини, па, према томе, они се не могу сматрати акумулаторима, већ само индикаторима загађења. У талусу ових лишајева, а у присуству загађивача, долази до активирања других одбрамбених механизма загађења, у које су укључена разна органска једињења (као ензими, витамини, аминокиселине и др.).

3.2.2. Биохемијско - физиолошке индикације проучаваних врста лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig.

Извршена су испитивања неких биохемијско-физиолошких параметара врста лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. које су пренете из мање загађене средине Копаоника у регион Врања и постављене да вегетирају у току одређеног периода. После вегетирања, у узајамном трајању по шест месеци током периода зима-пролеће и лето-зима, одређивани су следећи параметри: активност ензима каталазе и пероксидазе, садржај аминокиселине пролин, садржај аскорбинске киселине, садржај хлорофила „а” и „б”, а забележене су и морфолошке карактеристике (особености) које настају као резултат утицаја полутаната у току вегетације ових лишајева.

Истовремено, вршена су испитивања истих параметара код лишајева са Копаоника које су послужиле као контрола.

Резултати добијени у току истраживања могу се поредити са подацима из литературе.

3.2.2.1. Активност ензима каталазе

Деловање загађивача на ензимске системе код биљака може имати различити биохемијски смер: могу деловати изразито инхибиторно (непосредно или посредно) или у смислу активације ензима који ће катализовати њихову разградњу (супстратна индукција). Са становишта екотоксикологије значајна је ова друга група ензима, где спадају каталаза и пероксидаза.

Детоксикација путем прилагођавања метаболизма, укључујући ензимске системе, спада у квалитетне механизме стицања отпорности.

У току метаболичких процеса долази до ослобађања разних штетних метаболита, чија је деградација неопходна. Један од таквих метаболита је и H_2O_2 који се разлаже ензимом каталазе до продукта који нису опасни за живе ћелије.

Активност каталазе испитивана је код лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. пореклом са Копаоника који су били изложени утицају аерозагађења у области Врања и околине и аутохтоне врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach. Као контрола, коришћене су исте врсте из незагађене или мање загађене области Копаоника.

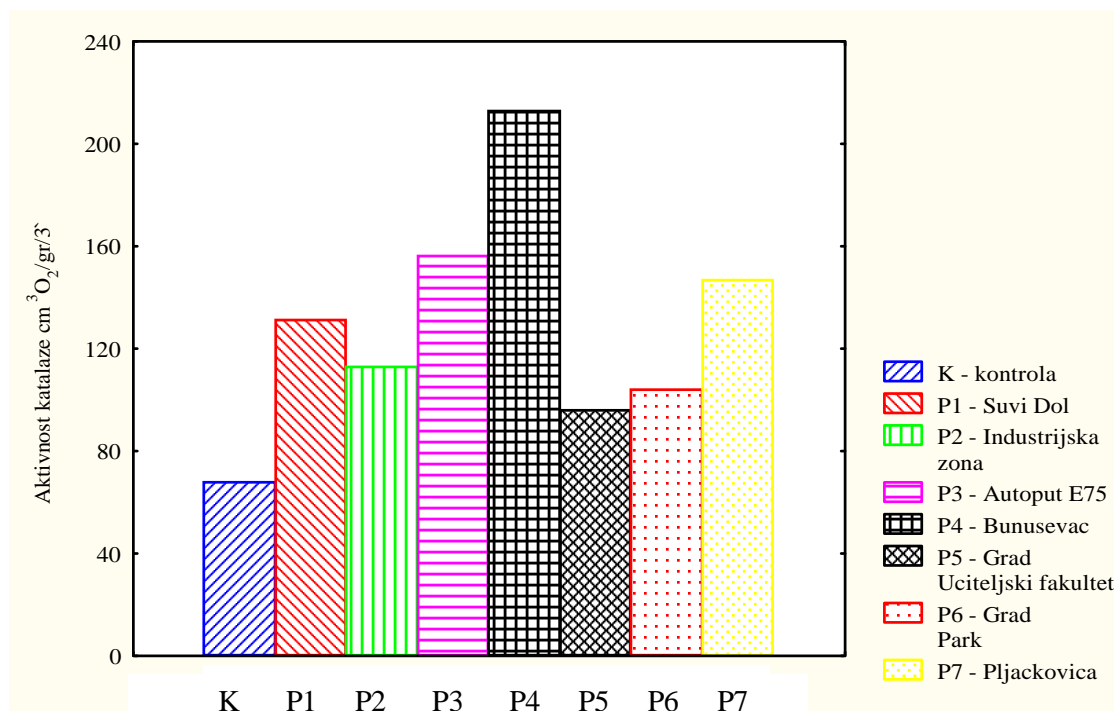
Вегетација лишајева праћена је у два наврата по шест месеци и то: у периоду зима-пролеће (18.10.2002 - 18.04.2003) и лето-зима (01.07.2003 - 01.01.2004).

Резултати добијени у току истраживања показују да је активност каталазе код свих испитиваних врста у различитим периодима вегетирања углавном већа у односу на контролу (сл.17, 18, 19, 20, 21).

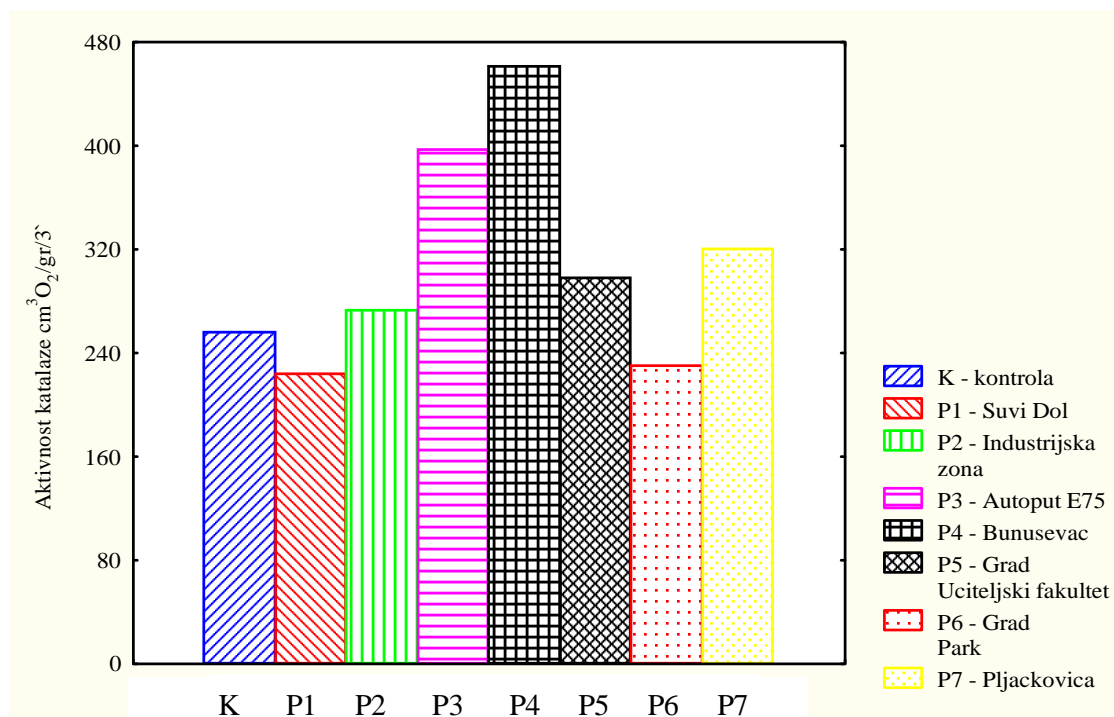
Активност каталазе зависи од врсте лишајева, места вегетирања, концентрације загађивача на датом локалитету, као и периода вегетирања зима-пролеће и лето-зима.

На основу добијених резултата јасно можемо видети да активност ензима каталазе у талусу лишаја врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach., која је била изложена утицају аерозагађења у региону Врања у периоду зима-пролеће (18.10.2002 - 18.04.2003) и лето-зима (01.07.2003 - 01.01.2004) углавном повећана на свим локалитетима. Највећа активност каталазе измерена је код ове врсте на локалитету Р4-Бунушевац и она износи ($213 \text{ cm}^3 \text{ O}_2/\text{gr}/3'$), што је 3,13 % више у односу на контролу и то у периоду зима-пролеће (сл.17), а у периоду лето-зима $461 \text{ cm}^3 \text{ O}_2/\text{gr}/3'$. То је 180 % више у односу на контролу (сл.18), више од претходног периода зима-пролеће. Повећана активност каталазе је вероватно последица повећаног саобраћаја током лета, чији издувни гасови примарно загађују ваздух, као и високе температуре, а и мање воденог талога у току летњих дана. Додатно загађење на овом локалитету настало је у току НАТО бомбардовања, будући да је овај локалитет био изложен разорном дејству 89 пројектила, (осиромашени уранијум, хлорни радикали, хлорна, хлороводонична и азотна киселина, нитрозни оксиди и др.).

Запажено је на основу резултата да је повећана активност каталазе измерена код ове врсте и на локалитетима Р3 (поред аутопута Е-75), Р7 (Пљачковица) и Р2 (индустријска зона града) и износи: у зимском периоду од 166-229 % у односу на контролу, а у летњем периоду од 106-155 %, што је двоструко више од претходног периода (сл.17 и 18). Повећану активност каталазе на овим локалитетима изазвале су повећане концентрације загађујућих материја на овим просторима (аутопут, индустријска зона и НАТО бомбардовање – Пљачковица). Међутим, мању активност каталазе у односу на контролу показали су лишајеви *Evernia prunastri* (L.) Ach., на локалитетима Р1 (Суви Дол), и Р6 (градски парк) у периоду лето – зима (сл.18). Вероватно су биљке на овим локалитетима у овом периоду процесом фотосинтезе умањиле концентрацију загађивача.



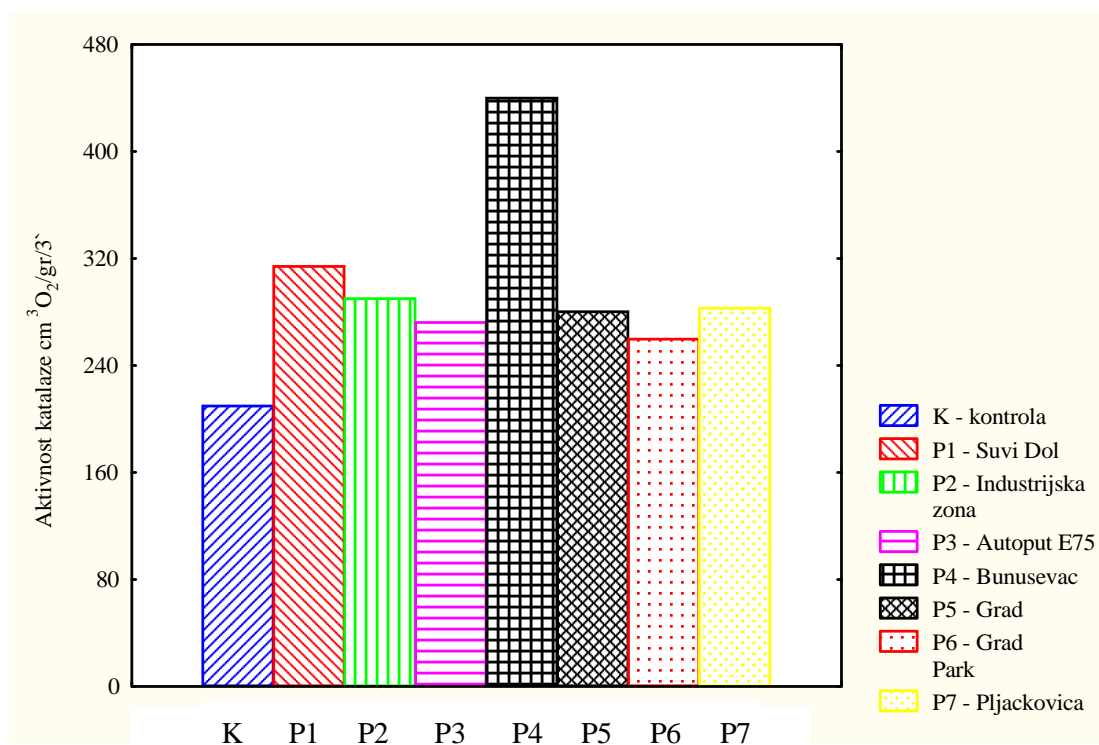
Сл.17: Активност ензима каталазе у талусу лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (18.10.2002-18.04.2003)



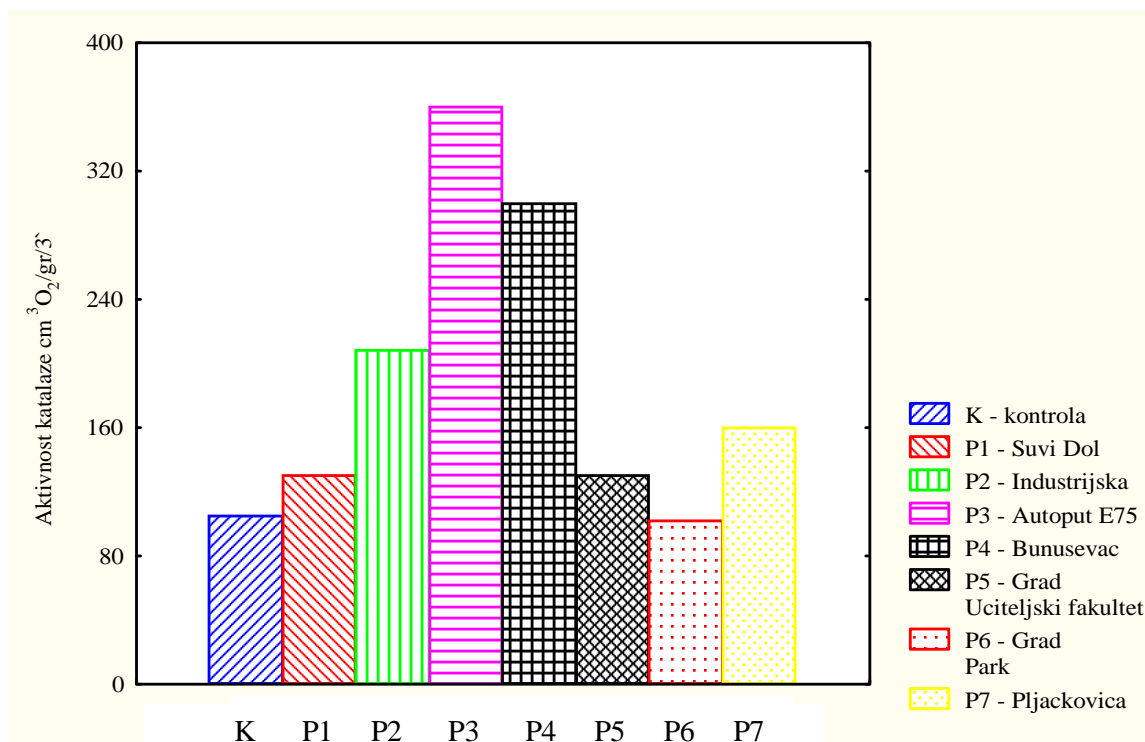
Сл. 18: Активност ензима каталазе у талусу лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (01.07.2003-01.01.2004)

Са друге стране, запажа се да је активност каталазе код врсте *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. повећана на свим локалитетима и у оба периода вегетирања у односу на контролу (сл. 19 и 20). Међутим, највећу активност ензим каталаза показује код врсте лишaja *U. hirta* у периоду зима-пролеће на локалитету P4 (Бунушевац) 209 %, а у периоду лето-зима на локалитету P3 (аутопут Е-75) и износи 342 % више у односу на контролу (сл.19 и 20), што је у вези са повећаном концентрацијом загађења на овим локалитетима у тим периодима вегетирања. Наиме, на локалитету P4 (Бунушевац) загађеност животне средине је повећана услед НАТО бомбардовања, док је концентрација загађивача повећана у летњим месецима на локалитету P3 (аутопут Е-75) од издувних гасова саобраћаја.

Из резултата се јасно види (сл. 20) да активност каталазе зависи од концентрације загађивача. Тако, најмања активност каталазе код врсте *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., у периоду лето-зима измерена је на локалитету P6 (градски парк) где је загађеност животне средине најмања. Ова вредност за активност каталазе је у нивоу са контролом (сл. 20).

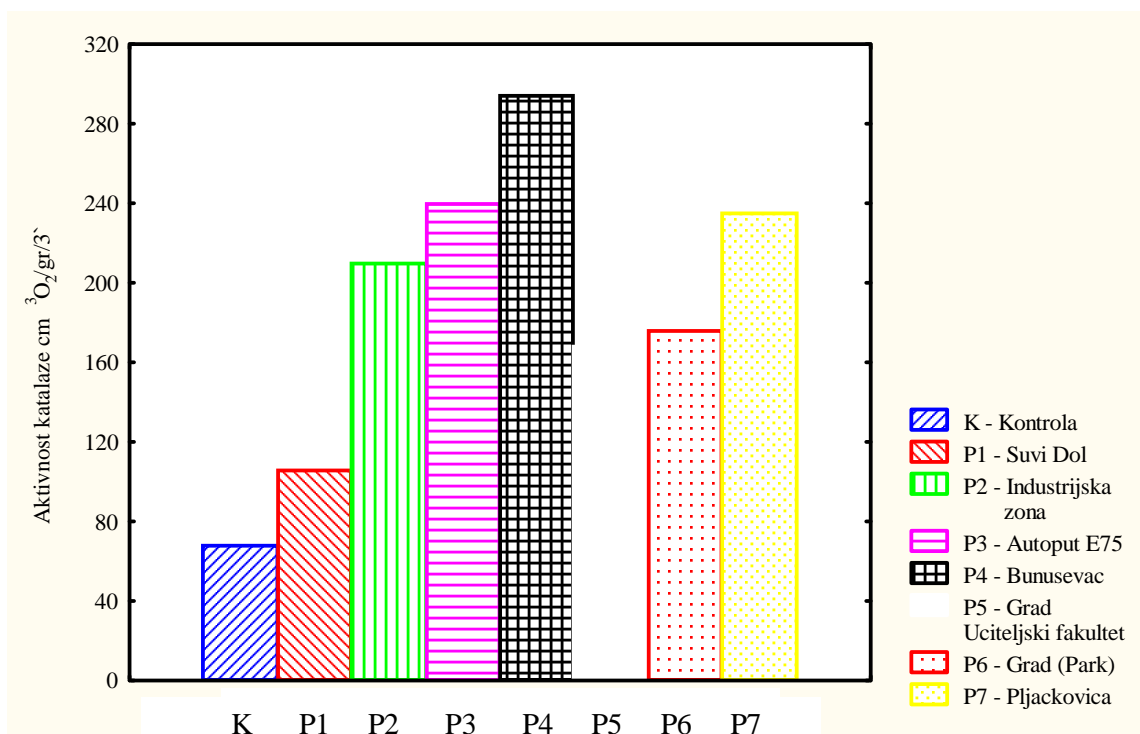


Сл. 19: Активност ензима каталазе у талусу лишaja *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (18.10.2002-18.04.2003)



Сл. 20: Активност ензима каталазе у талусу лишаја *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (01.07.2003-01.01.2004)

Активност каталазе код аутохтоне врсте лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., из Врањског региона повећана је на свим локалитетима у односу на контролу (сл. 21). Наиме, највећа активност каталазе код ове врсте лишаја измерена је на локалитету P4 (Бунушевац) и износи $294 \text{ cm}^3 \text{ O}_2/\text{gr}/3'$ (контрола $68 \text{ cm}^3 \text{ O}_2/\text{gr}/3'$), што је за 432 % више у односу на контролу са Копаоника. Овако повећана активност каталазе на овом локалитету указује на то да је концентрација загађивача на њему висока. Оно што је карактеристично за ову врсту лишаја је то да је *E. prunastri* стално настањена на овим просторима и да је повећана активност каталазе управо један вид адаптације условима средине, а и одбрамбени механизам против загађења.



Сл. 21: Активност ензима каталазе у талусима лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., прикупљених са различитих локалитета из региона Врања и околине (01.07.2003)

Наши резултати се могу упоредити са неким литературним подацима о активности ензима каталазе код биљака које су изложене стресним утицајима загађења и негативним условима околине.

Тако, Nashikkar and Chakrabarti, (1994), налазе повећану активност каталазе и пероксидазе код биљака кукуруза и пшенице које су биле изложене деловању повећаних концентрација тешких метала. Биљке при већим концентрацијама NaCl-а реагују повећањем активности ензима каталазе, што представља један вид механизма заштите у условима стреса (Tirirdamaz and Baysal, 2004).

Активност каталазе код неких декоративних биљака третираних различитим концентрацијама SO₂ повећава се неколико пута (Негруцкая и Ермукова, 1990). Што је активност каталазе већа, то је већа и отпорност биљака према гасу. Међутим, после 10 часова од третмана при највећој концентрацији SO₂ (10 mg/m³), активност каталазе је мања.

Мурзаева и сар. (1992) су доказали повећање активности каталазе код биљака пшенице које су биле третиране загађивачима из отпадних вода. Међутим, код истих биљака активност каталазе опада при деловању аерополутаната.

Повртарске биљке заливане водама реке Топлице дале су одговор на загађење повећањем активности каталазе (Филиповић и сар. 2004) што представља један вид одбрамбеног механизма ових биљака у условима загађења.

Јаблановић и сар. (1985), Негруцкая и Ермукова (1990) указују на повећање активности ензима каталазе само код младих биљака третираних различитим концентрацијама загађивача у контролним условима интоксикације, док се активност овог ензима код биљака трајно изложених загађењу не мења.

Каталаза је углавном активна током целе вегетационе периоде биљке, али са смањењем количине воде њена активност опада (Трајковић, 1995).

Нешић и Трајковић (2005) доказују код неких лековитих биљака које су расле у условима аерозагађења да се активност каталазе повећава како у подземним, тако и у надземним органима и да активност каталазе зависи од концентрације загађивача и морфолошко-анатомске грађе биљака.

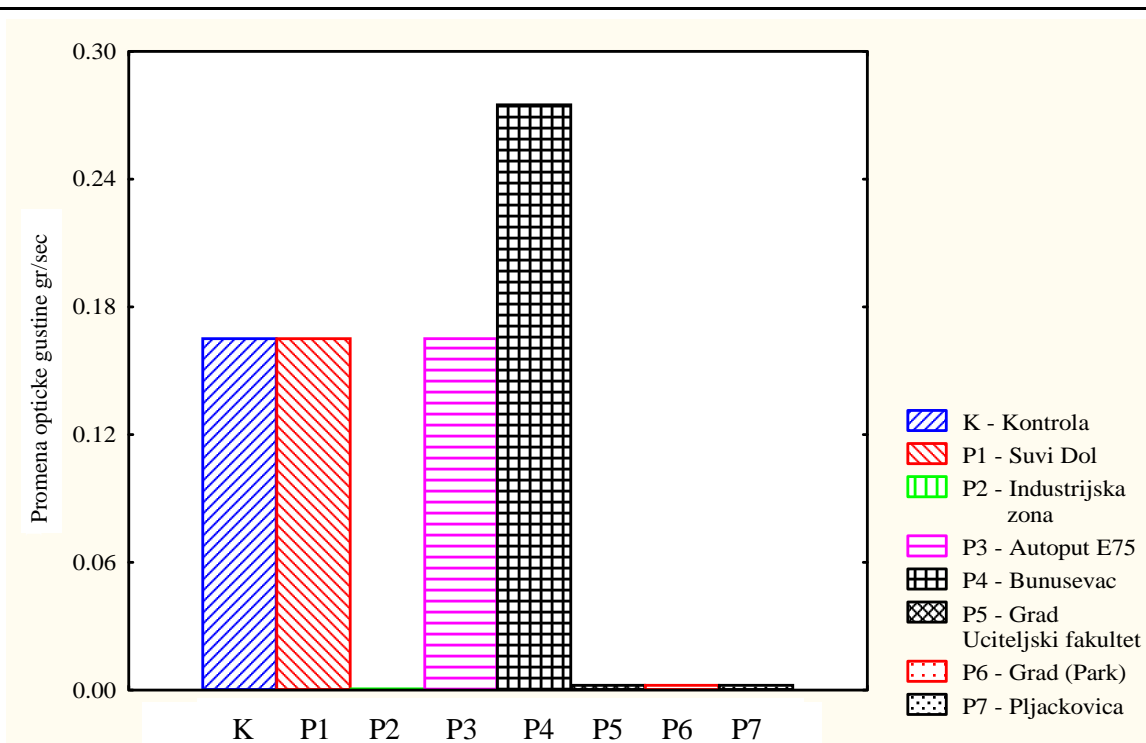
На основу наших резултата и литературних података код испитиваних врста лишажјева видимо да вредности активности каталазе зависе од концентрације загађивача, од места и периода вегетирања, као и од дужине вегетирања у загађеној средини. Тако је код аутохтоне врсте лишaja *Evernia prunastri* (L.) Ach. развијен јачи механизам одбране од загађења. Због тога је и активност каталазе код ове врсте повећана на свим локалитетима. Стога, справом можемо рећи да је то један квалитетан механизам стицања отпорности према загађењу код ове врсте.

Испитивање активности каталазе и пероксидазе је јако осетљив и брзи тест па се може користити за биохемијски мониторинг.

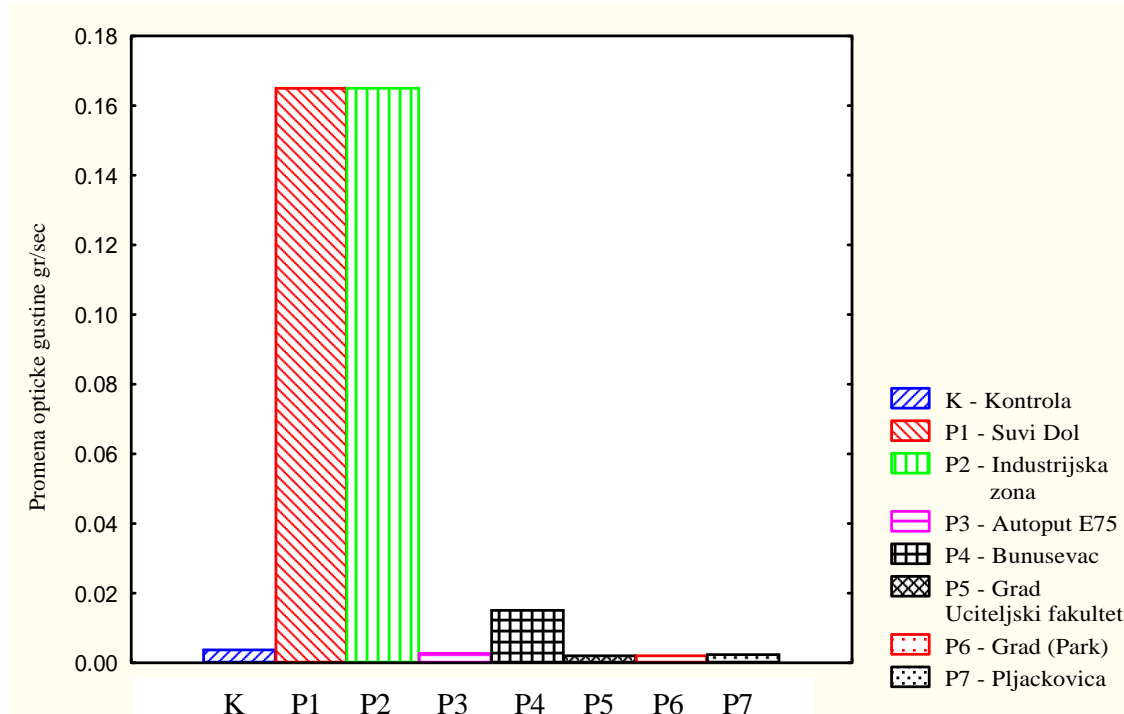
3.2.2.2. Активност ензима пероксидазе

Поред активности ензима каталазе, вршено је и испитивање активности ензима пероксидазе и то код истих врста лишажјева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. на истим локалитетима у току два периода вегетирања. Истовремено, мерена је и активност ензима пероксидазе код аутохтоне врсте лишaja *Evernia prunastri* (L.) Ach. из врањског региона. Резултати добијени у току истраживања показују да постоје разлике у активности ензима пероксидазе код испитиваних врста.

Активност пероксидазе зависи од врсте лишажјева, од врсте загађивача и концентрације загађивача, као и од периода вегетирања лишажјева на одређеним локалитетима.



Сл. 22: Активност ензима пероксидазе у талусу лишaja *Evernia prunastri* (L.) Ach., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (18.10.2002-18.04.2003)



Сл. 23: Активност ензима пероксидазе у талусу лишaja *Evernia prunastri* (L.) Ach., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (01.07.2003-01.01.2004)

Тако, резултати показују да је већа активност пероксидазе измерена код врсте лишаја *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. у односу на врсту *Evernia prunastri* (L.) Ach. и то углавном на свим локалитетима и да су измерене вредности веће код лишајева који су вегетирали у периоду зима-пролеће (18.10.2002-18.04.2003) у односу на лишајеве исте врсте који су вегетирали у периоду лето-зима (01.07.2003-01.01.2004) (сл.24 и 25).

Највеће вредности активности пероксидазе код лишаја *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. у периоду зима-пролеће измерене су на локалитетима P1, P3 и P7 и оне износе на сва три локалитета 0,165 gr/sec, што је за 45 пута више у односу на контролу (сл. 24).

Ови локалитети (Суви Дол, аутопут Е-75, Пљачковица) оптерећени су разним врстама загађивача, али према неким подацима мерења на њима највише има тешких метала и SO₂, а на локалитету P7 радиоактивног зрачења. Имајући у виду да се активност ензима пероксидазе у присуству тешких метала повећава за 70 % више у односу на контролу код младих биљака пшенице и кукуруза у контролисаним условима (Трајковић, 1995), претпостављамо да тешки метали који су присутни на овим локалитетима и код лишајева у природним условима вегетирања изазивају повећање активности овог ензима.

Повећана активност пероксидазе код истог лишаја у истом периоду вегетирања измерена је и на локалитету Бунушевац и износи 0,033 gr/sec, што је за 9 % више у односу на контролу, али је мање у односу на локалитете P1, P3 и P7 и то за 4 пута (сл. 24).

Најмања активност пероксидазе код овог лишаја измерена је у истом периоду вегетирања на локалитетима P2, тј. индустријској зони, и она износи 0.0008332 gr/sec, што је ипак за једанпут више у односу на контролу (сл. 24). Очигледно да је код ове врсте лишаја (*U. hirta*) у периоду вегетирања зима-пролеће активност ензима пероксидазе повећана у односу на контролу на свим локалитетима, што значи да је и одбрамбена моћ ове врсте лишаја повећана. Сматрамо да је повећана активност пероксидазе код врсте *U. hirta* у вези са генетском условљеношћу и истовремено утицају климатског фактора у том периоду вегетирања. Пре свега, повећан је водени талог што омогућава разблаживање присутних полутаната, који при мањој концентрацији брже активирају одбрамбени ензимски систем, у овом случају пероксидазу.

Међутим, активност пероксидазе код исте врсте лишаја *U. hirta* која је вегетирала у периоду лето-зима повећана је само на три локалитета (P1, P3 и P4) (сл. 25). Наиме, веома висока активност пероксидазе измерена је у талусу лишајева у зонама P1 и P3 (Суви Дол и аутопут Е-75) и износи 0,165 gr/sec и то је за 45 % више у односу на контролу (сл.25). Код истог лишаја са локалитета Бунушевац измерена је мања активност пероксидазе у односу на локалитете P1 и P3, а већа у односу на контролу за 9 % (сл. 25).

Што се тиче лишајева са осталих локалитета, активност пероксидазе је мања у односу на контролу, тако да је најмања активност пероксидазе измерена код лишаја врсте *U. hirta* на локалитету Пљачковице и износи 1,9 % мање у односу на контролу, иако је концентрација загађивача доста висока (сл. 25). Вероватно је да висока концентрација загађивача у току дужег периода вегетирања врши блокаду командног центра за активирање антиоксидантних система у талусима лишајева, у овом случају пероксидазе. Ови наши резултати могу се довести у везу са резултатима из литературе.

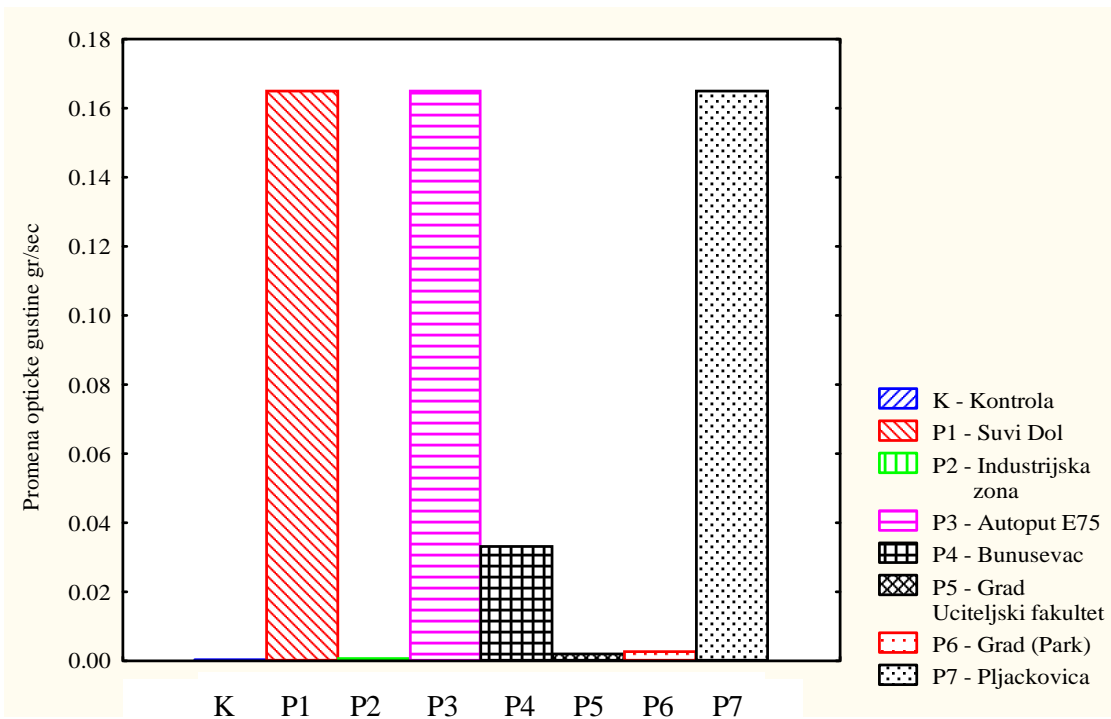
Наиме, Дучић и сар. (2003) налазе да се активност пероксидазе у листовима четинара повећава у току прва два дана услед третмана повећаним концентрацијама Cu и Ni, а да се активност у току дуготрајног третмана смањује у односу на контролу. Ове промене прате акумулацију метала у четинама при чему је запажена позитивна корелација, тј., што је концентрација метала већа и активност пероксидазе је већа. Међутим, продужено дејство метала изазива смањење активности пероксидазе.

Код друге врсте лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach. на основу добијених резултата имамо обрнуту активност пероксидазе, тј., активност овог ензима је већа код лишајева који су вегетирали у периоду лето-зима од исте врсте који су вегетирали у периоду зима-пролеће. Тако, у периоду лето-зима (01.07.2003-01.01.2004) највећа активност је измерена на локалитетима P1 и P2 (Суви Дол и индустријска зона) и те вредности износе 0,165 gr/sec, што је за 16 пута више у односу на контролу (сл. 23). Повећана активност пероксидазе код лишајева на локалитетима P1 и P2 је у вези са високом концентрацијом загађивача и то пре свега тешких метала из издувних гасова аутомобила и из индустријске производње. Ношени ветром ови загађивачи врше загађивање ширег региона Врања.

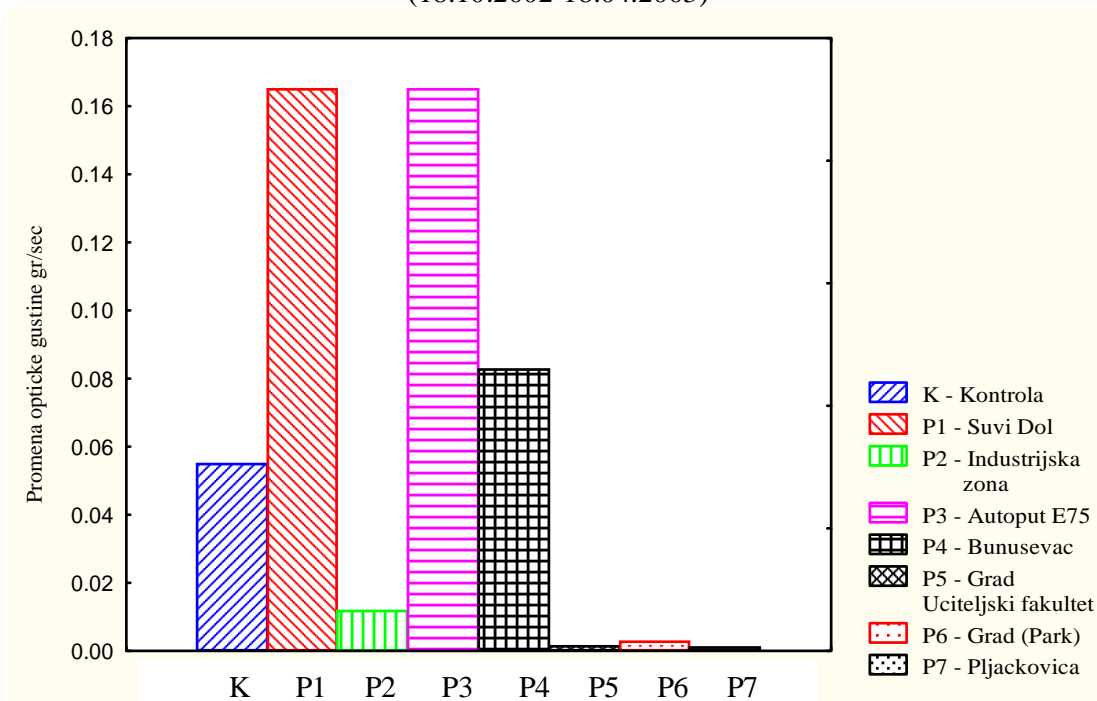
Такође, већа активност пероксидазе измерена је код овог лишаја (*E. prunastri*) у истом периоду вегетирања на локалитету P4 и износи три пута више у односу на контролу, али је та активност мања у односу на локалитете P1 и P3. Вероватно да изузетно висока концентрација тешких метала на овом локалитету, настала услед војног полигона, изазива инхибицију активирања овог ензима, што је у корелацији са климатским факторима који владају у току лета.

Са друге стране, код исте врсте лишаја *E. prunastri* у другом периоду вегетирања, зима-пролеће (18.10.2002-18.04.2003) активност пероксидазе је повећана у односу на контролу само на локалитету P4 – Бунушевац (сл. 22). Измерене вредности на овом локалитету код ове врсте лишаја износе 0,275 gr/sec, што је за 166 % више у односу на контролу. Очигледно је да овако висока активност пероксидазе зависи од концентрације загађивача, који се у току зиме већ на почетку вегетирања лишајева разблажују воденим

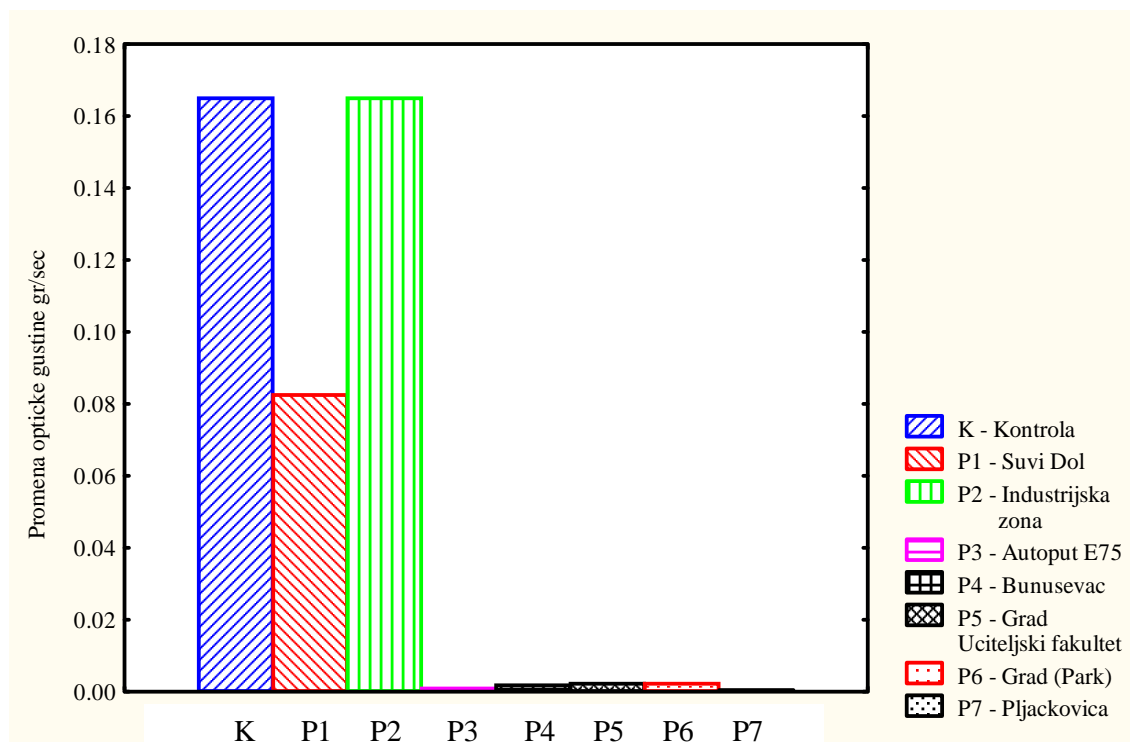
талозима и у тако ниским концентрацијама дејствују на повећање активности пероксидазе (сл. 22).



Сл. 24: Активност ензима пероксидазе у талусу лишaja *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (18.10.2002-18.04.2003)



Сл. 25: Активност ензима пероксидазе у талусу лишaja *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (01.07.2003-01.01.2004)



Сл. 26: Активност ензима пероксидазе у талусима лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., прикупљених са различитих локалитета из Врања и околине (01.07.2003)

Ови наши резултати могу се довести у везу са литературним подацима. Наиме, разблажени водени раствори загађивача изазивају повећање активности пероксидазе за 2-3 пута више у поређењу са растворима високих концентрација загађивача, или пак са чистом водом у листовима виших биљака трајно изложених загађењу (Мурзаева и сар. 1992).

Међутим, код аутохтоне врсте лишаја *E. prunastri*, која је стално настањена на подручју Врања, није забележена повећана активност пероксидазе. Резултати добијени за активност пероксидазе код ове врсте су углавном у нивоу са контролом или испод контроле на свим локалитетима (сл. 26). Претпостављамо да се ова врста лишаја услед сталног вегетирања на овим просторима адаптирала условима средине, а од штетних последица загађења вероватно се брани активирањем неког другог одбрамбеног механизма, што остаје да се објасни кроз даљи експериментални рад.

Завьялова (1991) налази да се активност оксидативног ензима у иглицама јеле и ариша у зони металуршког комбината, повећава неколико пута више у односу на контролу.

Код младих биљака различитих врста житарица третираних сумпор-диоксидом долази до повећане активности пероксидазе, а та активност је нарочито повећана на повређеним местима листова која су настала деловањем SO_2 (Сарсенбајев и сар. 1983).

Биљке грашка третиране повећаним концентрацијама NaF реагују на загађење повећањем активности пероксидазе за 132 пута више у односу на контролу (Skurpeń-Wysocka and Cholewiński, 1995).

Присуство већег броја загађивача, тзв. коктел, понекад доводи до међусобног искључивања из функције појединих загађивача, а као резултат тога изостаје активност оксидативних ензима код биљака пшенице и кукуруза које су стално изложене загађењу (Трајковић, 1995).

Филиповић и Јаблановић (1996) код младих биљака кукуруза и пшенице у условима експерименталне интоксикације Pb-ацетатом налазе повећану активност пероксидазе као биохемијског показатеља на деловање загађивача. Стиборова (1988) налази да тешки метали Pb, Cd и Cu у већим концентрацијама неповратно инхибирају ензиме који су укључени у метаболичке процесе.

Повећана или смањена активност ензима пероксидазе у талусима лишјајева који су вегетирали у два различита годишња периода представља активацију одбрамбеног механизма код ових организама. Дискутабилна је специфичност активирања антиоксидантног ензима (пероксидазе) у талусима лишјајева у зависности од периода вегетирања, дужине деловања загађивача, врсте загађивача и концентрације загађивача.

Према слободној процени, а поучени литературом код виших биљака, сматрамо да је пероксидаза код лишјајева укључена у процес детоксикације у условима загађења. Наиме, осетљивост и одговор лишјајева на загађење повећањем активности пероксидазе представља координирани одговор талуса лишјајева на стрес, тј. на загађење. Имајући у виду да код лишјајева не постоји ни кутикула, ни корен, услед чега је продор загађивача у ћелије алги и гљива олакшан, једина могућност одбране ових комбинованих организама од загађења уствари је укључивање биохемијских механизма у циљу опстанка на дотичним просторима. Овакав вид детоксикације представља квалитетан механизам одбране и рани одговор лишјајева на загађење.

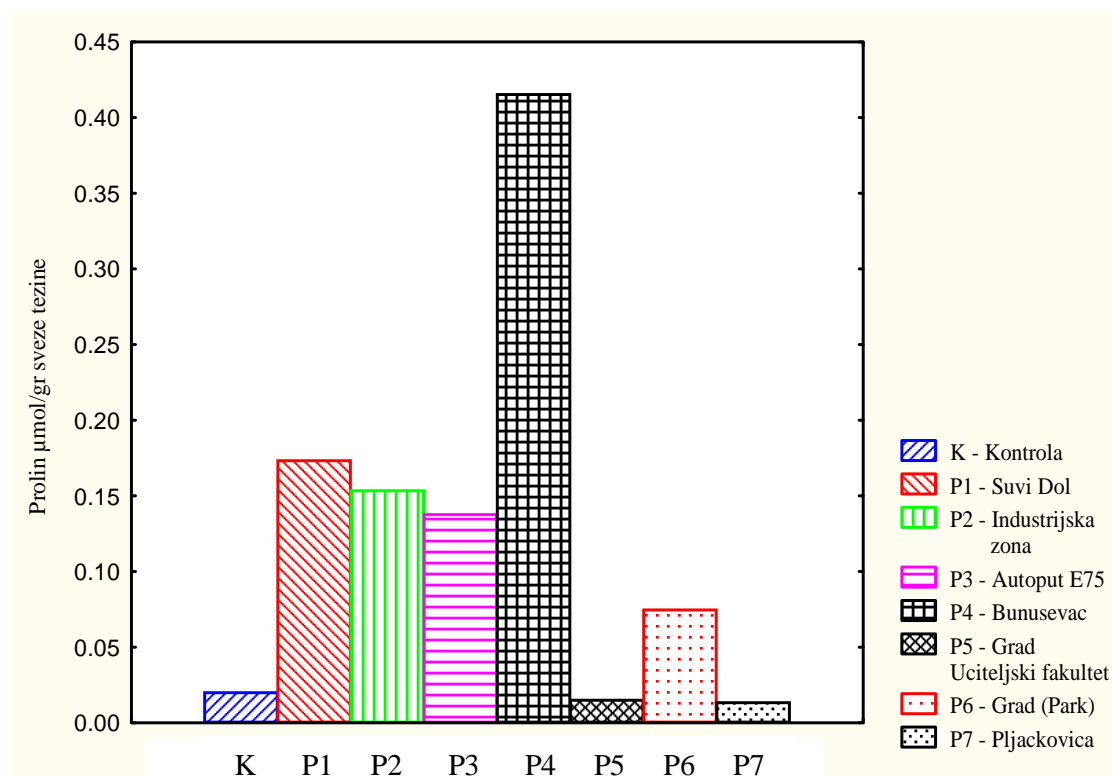
3.2.2.3. Садржај аминокиселине пролин

Познато је да се код лишајева среће већи број есенцијалних аминокиселина, а међу њима и пролин у слободном облику. Према научним подацима (Савицкая, 1976; Csonca and Hanson, 1991), сазнајемо да се аминокиселина пролин повећава у стресним ситуацијама код виших биљака (водни стрес, температурни стрес).

Имајући у виду такве податке, вршили смо испитивање утицаја аерозагађења на садржај аминокиселине пролин код врста лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. које су биле експонирани по шест месеци у периоду зима-пролеће (18.10.2002-18.04.2003), и лето-зима (01.07.2003-01.01.2004) у региону Врања на локалитетима са различитом структуром загађења. Као контрола коришћене су исте врсте лишаја са Копаоника. Такође, измерен је и садржај пролина код аутохтоне врсте лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach. која стално вегетира у овом региону.

Добијени резултати показују да постоје разлике у садржају пролина код испитиваних врста. Те разлике зависе углавном од периода вегетирања, а нису зависне од врсте. Тако, резултати показују да је садржај аминокиселине пролин повећан код обе испитиване врсте (*E. prunastri* и *U. hirta*) на свим локалитетима Врањског региона у истом периоду вегетирања зима-пролеће (сл. 27 и 29).

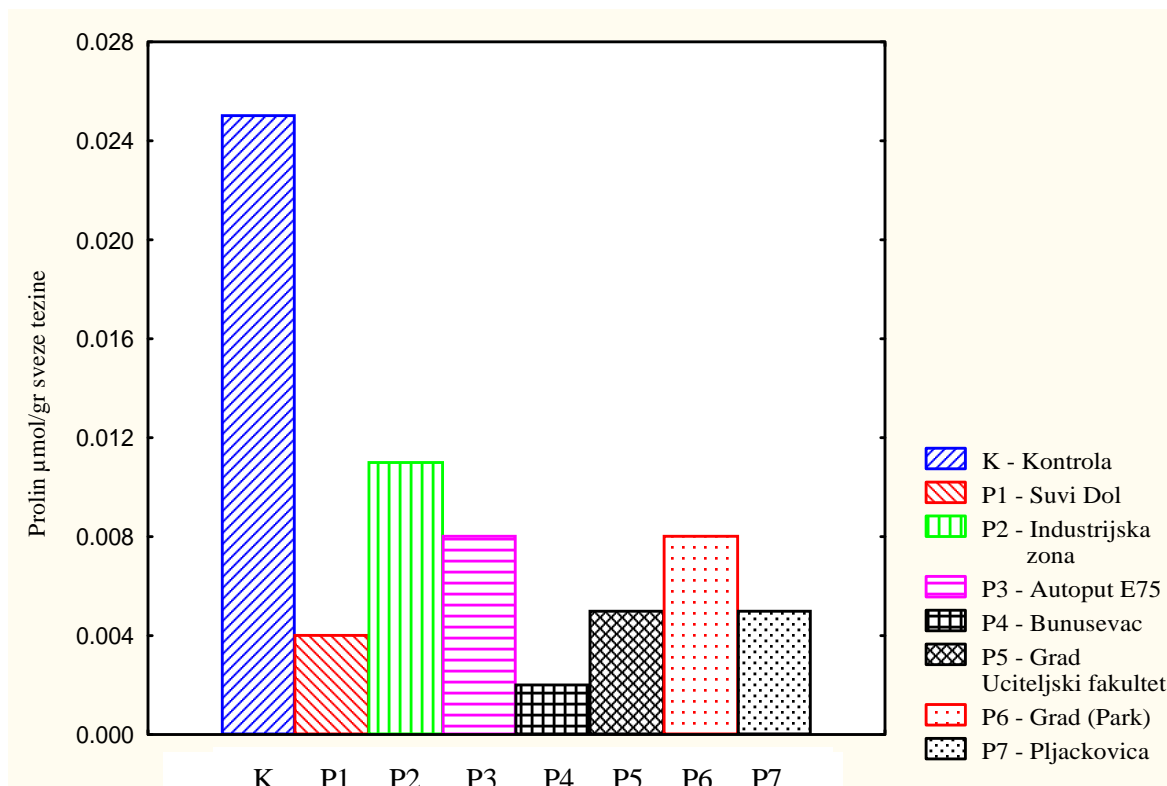
Такође, резултати показују да је највећи садржај пролина измерен код лишаја врсте *U. hirta* на локалитету Р4-Бунушевац у периоду зима-пролеће и он износи 1,34 $\mu\text{mol/gr}$ свеже тежине, што је за 20,9 пута више у односу на контролу (0,06 $\mu\text{mol/gr}$) (сл. 29).



Сл. 27: Садржај аминокиселине пролин у талусу лишљаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (18.10.2002-18.04.2003)

Са друге стране, код врсте *E. prunastri* у истом периоду вегетирања и на истом локалитету, садржај пролина је такође повећан у односу на контролу и износи 0,42 µmol/gr свеже тежине, што је за 20,7 пута више од контроле (0,02 µmol/gr свеже тежине (сл. 27)).

Из резултата се види да се код обе испитиване врсте лишљајева садржај пролина повећао у приближно истим количинама. Овако повећан садржај пролина на овим локалитетима у периоду зима-пролеће је у вези са повећаном концентрацијом загађивача. Наиме, на овом локалитету регистровано је више полутаната, а водеће место међу њима припада SO₂ и тешким металима. Такође, овај локалитет је изложен и утицају ветрова тако да се на њему таложи и загађење из урбане средине, што представља додатно оптерећење загађења овог локалитета.

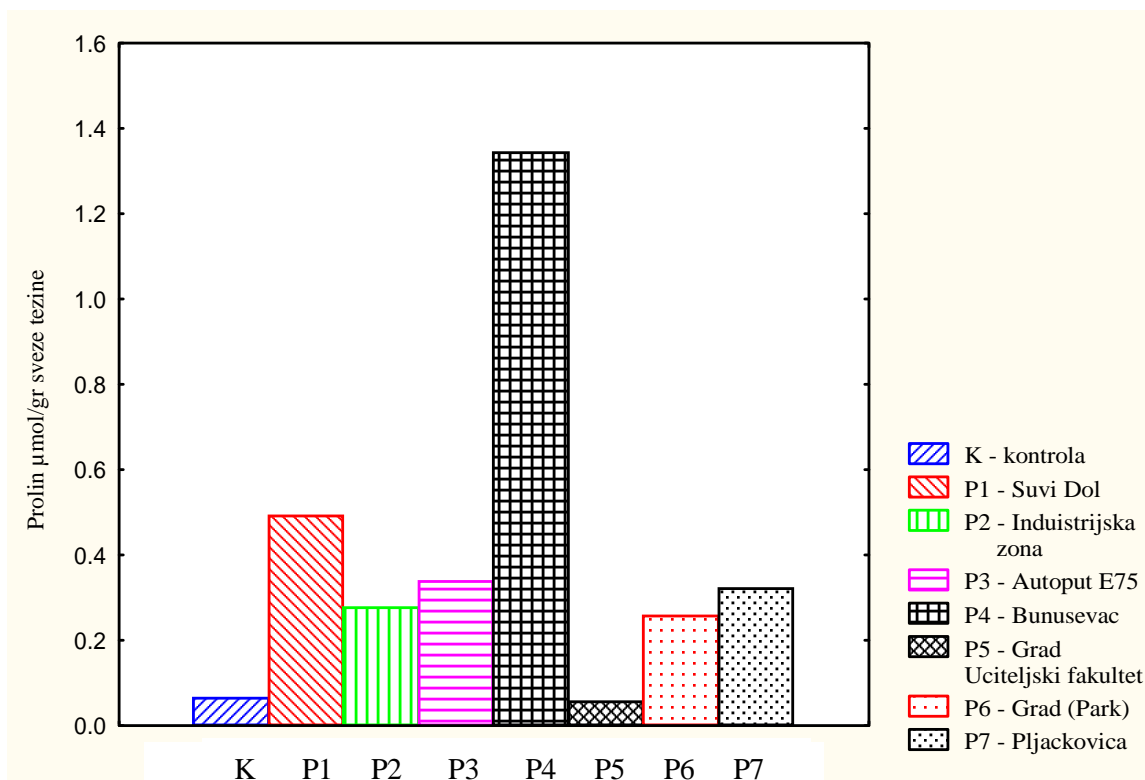


Сл. 28: Садржај аминокиселине пролин у талусу лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (01.07.2003-01.01.2004)

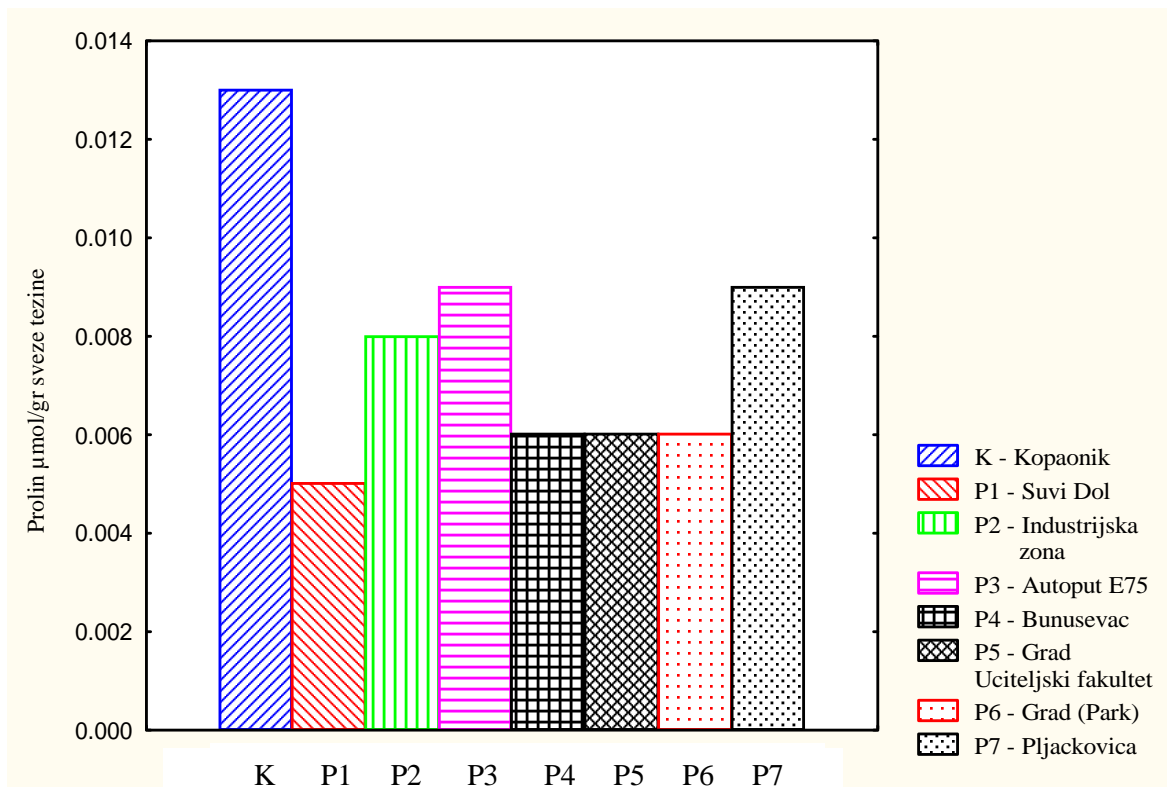
Са друге стране, на основу добијених резултата запажа се да је и на другим локалитетима (P1, P2, P3, P6 и P7) измерен већи садржај аминокиселине пролин код обе врсте лишајева (*E. prunastri* и *U. hirta*) у истом периоду вегетирања (зима-пролеће) и те вредности су изнад контроле (сл. 27 и 29). Најниже вредности пролина измерене су на локалитетима P5 и P7 код *E. prunastri*, а код *U. hirta* на локалитету P5 у истом периоду вегетирања, али ове вредности су углавном у нивоу са контролом. Повећан садржај пролина у талусима врста лишајева (*U. hirta* и *E. prunastri*) на свим локалитетима у периоду зима-пролеће је у позитивној корелацији са концентрацијом загађивача, као и еколошким факторима средине у овом периоду. Наиме, у периоду зима-пролеће повећана је количина воденог талога, смањена температура ваздуха и повећана концентрација загађивача. Сви ти фактори стресно утичу на лишајеве који дају ефективни одговор на такве промене и то убрзаном синтезом стресног метаболита, односно аминокиселине пролина.

Међутим, добијени резултати показују код врста лишајева (*U. hirta* и *E. prunastri*) које су вегетирале у периоду лето-зима, садржај пролина је мањи у односу на контролу на

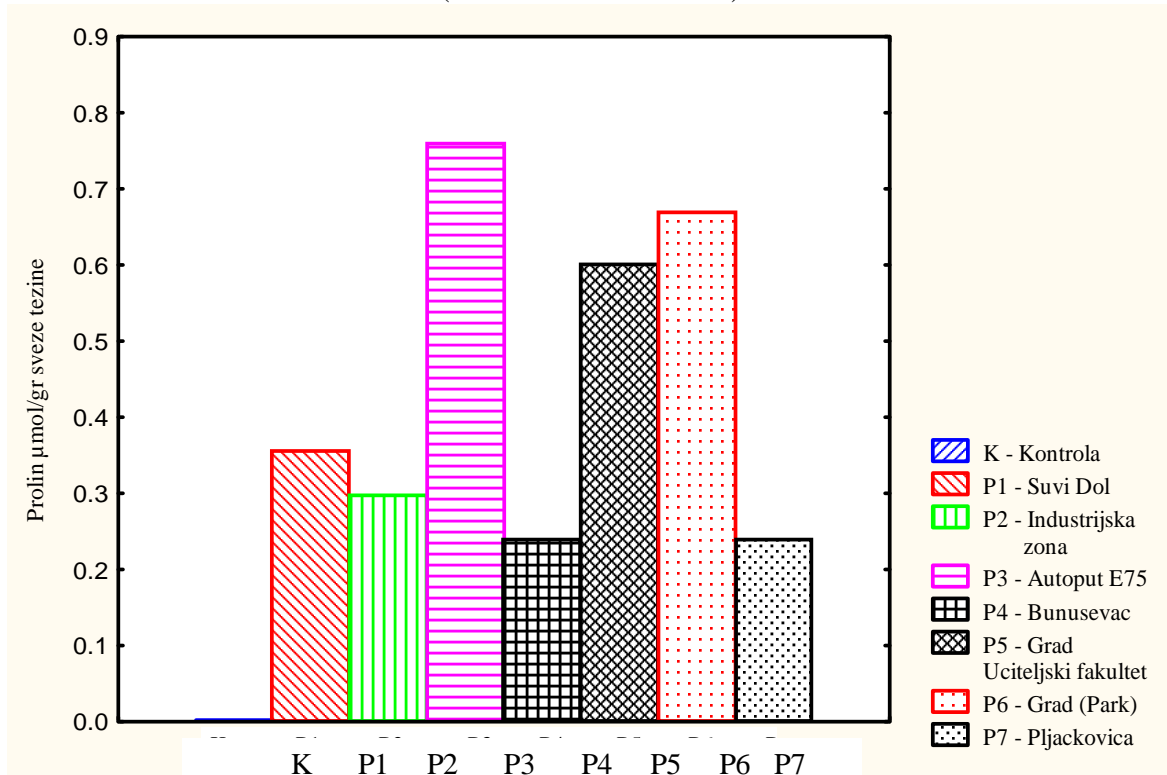
свим испитиваним локалитетима Врањског региона (сл. 28 и 30). Најмање вредности за пролин у периоду лето-зима измерене су на локалитету P4 (Бунушевац) код врсте *E. prunastri* и износе 12,5 пута мање у односу на контролу (сл. 28). Међутим, најмањи садржај пролина код врсте *U. hirta* у истом периоду вегетирања лето-зима измерен је на локалитету P1 (Суви Дол) и износи 2,6 пута мање у односу на контролу. Смањен садржај пролина код ових врста лишајева у периоду лето-зима, у зависности је од климатских фактора (више сунчевих дана, оптимална температура и оптимална влажност), који омогућавају релативно боље одвијање метаболичких процеса у талусима лишајева. Стога, лишајеви у овом периоду вероватно активирају друге метаболичке параметре који врше детоксикацију штетних материја апсорбованих из атмосфере. Такви параметри код ових лишајева јесу повећана активност каталазе и пероксидазе у том периоду вегетирања (сл. 18, 20, 23, 25).



Сл. 29: Садржај аминокиселине пролин у талусу лишаја *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (18.10.2002-18.04.2003)



Сл. 30: Садржај аминокиселине пролин у талусу лишаја *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (01.07.2003-01.01.2004)



Сл. 31: Садржај аминокиселине пролин у талусима лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., прикупљених са различитих локалитета из Врања и околине (01.07.2003)

Са друге стране, у талусима аутохтоне врсте лишаја *E. prunastri*, која стално вегетира на подручју Врања, садржај аминокиселине пролин је повећан на свим локалитетима (сл. 31). Највећа концентрација пролина измерена је на локалитету Р3 (аутопут Е-75) и она је за 37,2 пута виша у односу на контролу (сл. 31). Овако бурно повећање пролина настало је услед повећане концентрације загађења које се емитује из саобраћаја. Примарно место међу загађивачима заузимају Pb и азотни оксиди. Тако, тешки метали (Pb, Cd, Cu, и Zn) изазивају повећање концентрације пролина код биљака сунцокрета (Kranz et al., 1994). Са друге стране, зељасте биљке *Rumex acetosella L.* и *Plantago major L.*, стално настањене у индустријској области, показују мањи садржај аминокиселине пролин у односу на контролу. Вероватно, услед блокаде система одговорног за синтезу пролина, али није искључена могућност да је код њих активиран неки други одбрамбени систем према загађењу (Трајковић, 1995).

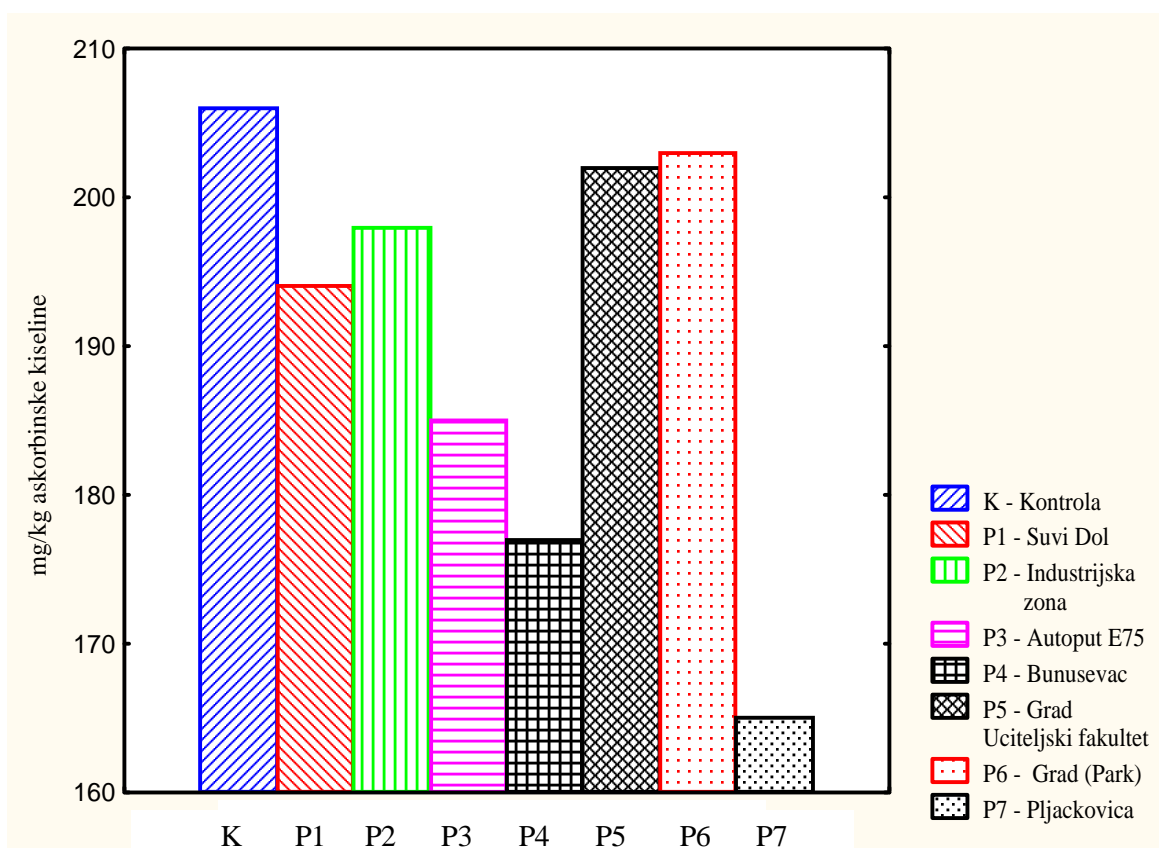
Међутим, врста лишаја *E. prunastri*, стално настањена у Врањском региону, адаптирала се условима средине и повећањем садржаја пролина, биохемијског параметра као заштитне компоненте од загађења. Нагомилавање пролина у талусима аутохтоних лишајева под утицајем више различитих загађивача представља специфичну реакцију одговора ових организама на комбиновано дејство загађивача. Пролин има способност смањења токсичног дејства NaCl (Mathur et al., 1980). Наиме, аутор наводи да пролин показује заштитно дејство на структуру ћелијских биополимера и одржава их у оптимално хидратационом облику.

Kulamn et al. (1990) доказују механизме који условљавају повећан садржај пролина при водном стресу. Наиме, по њима пролин има осморегулаторно дејство које представља важан фактор резистентности биљака према стресу. Осморегулација се заснива на повећању општег потенцијала протоплазме путем убрзаног нагомилавања осмотски активних органских материја које су погодне за апсорпцију воде, а практично безвредне за активацију ензима. Сагласно овим истраживањима и нашим резултатима, повећање аминокиселине пролин код лишаја при деловању разних загађивача и других стресних стања, представља активацију механизма за детоксикацију полутаната или других стресора који штетно утичу на вегетацију лишајева. Иако су лишајеви специфични организми по питању грађе и метаболизма, ипак и код њих долази до активације специфичних механизма за одбрану од загађивача, у овом случају повећање аминокиселине пролин.

3.2.2.4. Садржај аскорбинске киселине

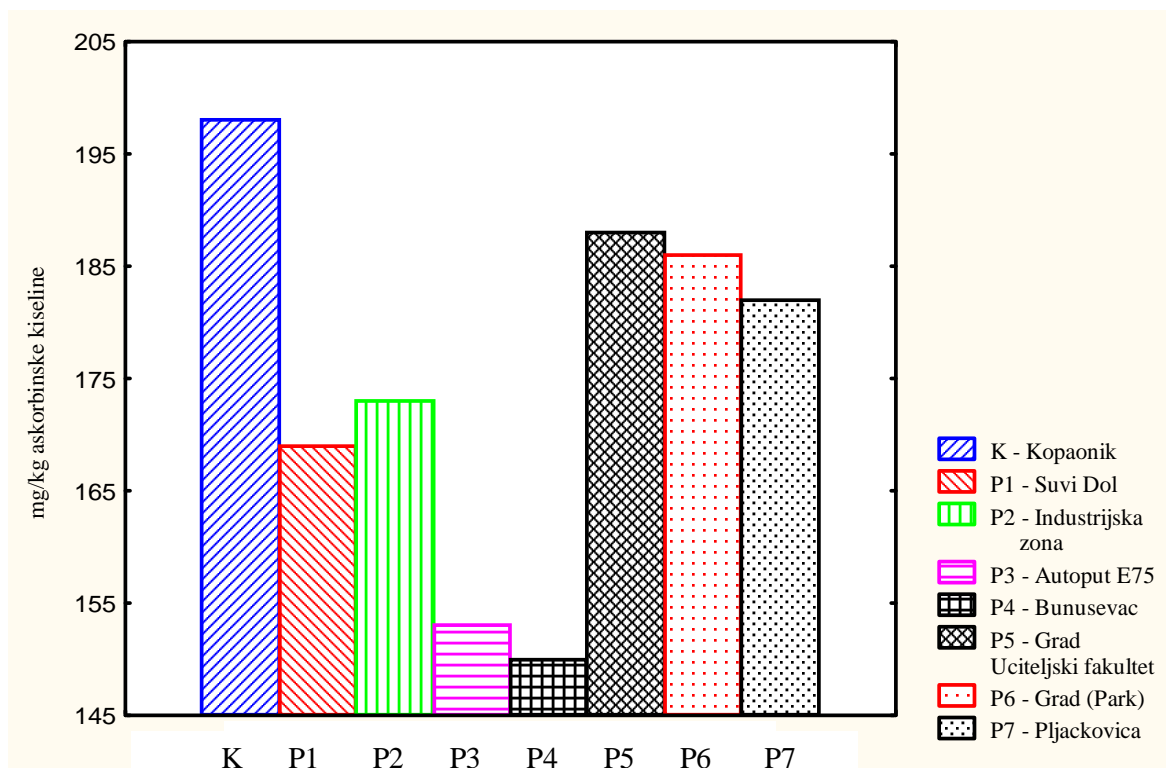
Полазећи од резултата добијених у нашем експерименталном раду о садржају хлорофила „а” и „б” који директно утичу на интензитет фотосинтезе када настају угљени хидрати од којих ће настати аскорбинска киселина, испитивали смо и утицај загађивача ваздуха на садржај аскорбинске киселине у талусима лишајева.

Испитивања су вршена код истих врста лишајева *Evernia prunastri* (L.) Ach и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. које су пренете са Копаоника и постављене да вегетирају на различито загађеним локалитетима у Врањском региону у два периода вегетирања по шест месеци (зима-пролеће и лето-зима). Истовремено, испитиван је и садржај аскорбинске киселине код врсте лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach која стално вегетира на овим локалитетима у региону Врања. Добијени резултати у току истраживања показују да је садржај аскорбинске киселине углавном мањи од контроле код експонираних врста лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. у оба периода вегетирања (сл. 32, 33, 34, 35).



Сл.32: Садржај аскорбинске киселине у талусу лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (18.10.2002-18.04.2003)

Иако су измерене мање концентрације аскорбинске киселине у односу на контролу, ипак постоје разлике. Те разлике у садржају аскорбинске киселине зависе од врсте, локалитета, као и периода вегетирања лишћајева. Међутим, ипак су све измерене вредности мање у односу на контролу.

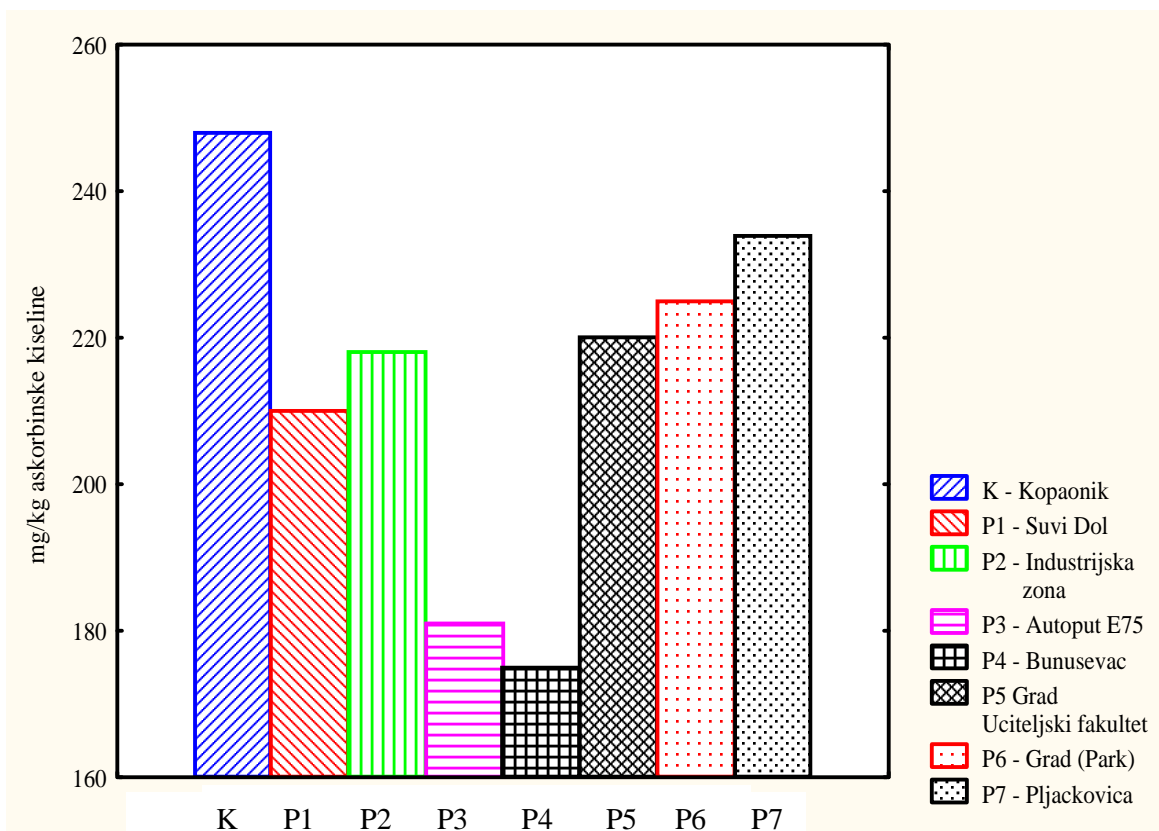


Сл.33: Садржај аскорбинске киселине у талусу лишћаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (01.07.2003-01.01.2004)

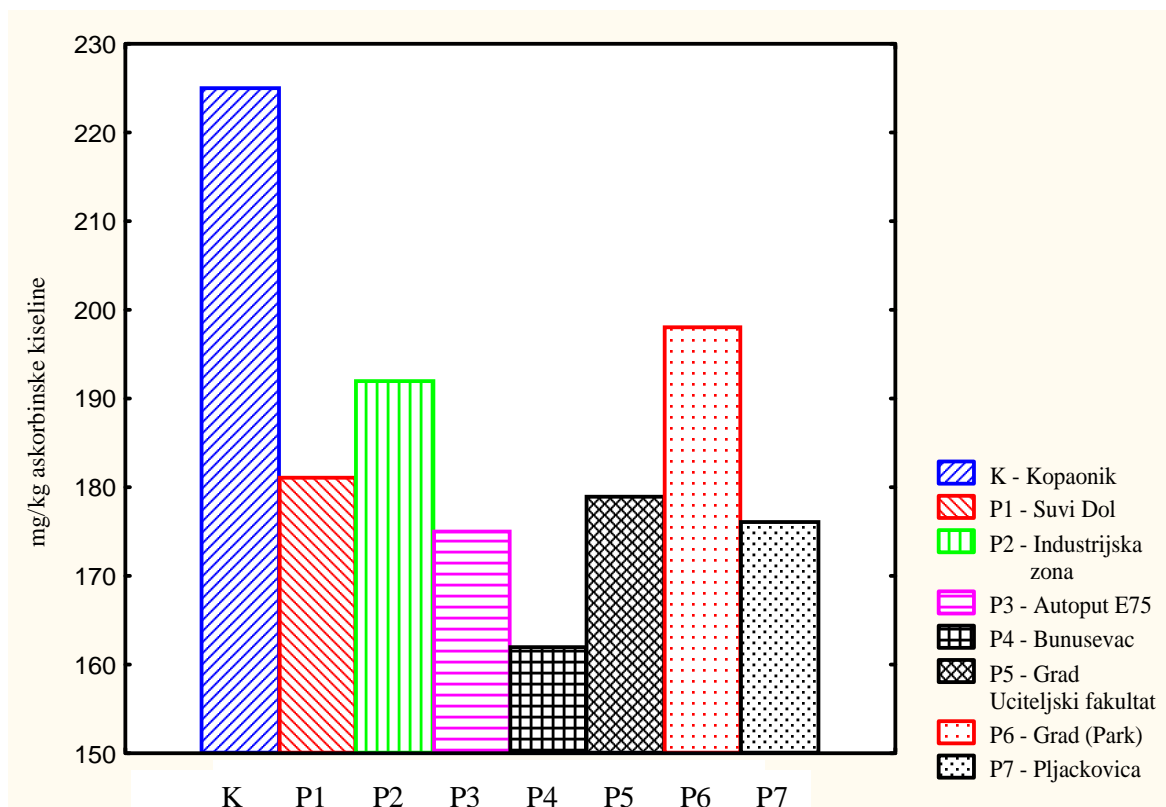
Запажено је да су измерене повећане вредности аскорбинске киселине код обе врсте лишћајева на појединим локалитетима у периоду зима-пролеће и да су те вредности веће код *U. hirta* у односу на врсту *E. prunastri*. Највећи садржај аскорбинске киселине измерен је код врсте *E. prunastri* на локалитету P6 (градски парк) и износи 203 mg/kg, што скоро у нивоу са контролом (сл. 32), а код врсте *U. hirta* на локалитету P7 (Пљачковица) и износи 234 mg/kg што је такође скоро у нивоу са контролом (сл. 34).

Најмање вредности забележене су на локалитету P4 (Бунушевац) у току оба периода вегетирања и код обе испитиване врсте. Тако, код врсте *E. prunastri* у периоду вегетирања лето-зима садржај аскорбинске киселине је најмањи и износи 150 mg/kg, што је за 75 % мање у односу на контролу (сл. 33).

Резултати јасно показују да високе концентрације различитих загађивача, пре свега тешких метала, радиоактивног уранијума, NO_x, SO₂..., изазивају смањење садржаја аскорбинске киселине у талусима испитиваних лишћајева. У периоду зима-пролеће водени талози врше разблажење загађивача тако да се концентрација аскорбинске киселине повећава, али су измерене вредности ипак мање од контроле као што је на локалитету P6 (градски парк) код *E. prunastri* (сл. 32).

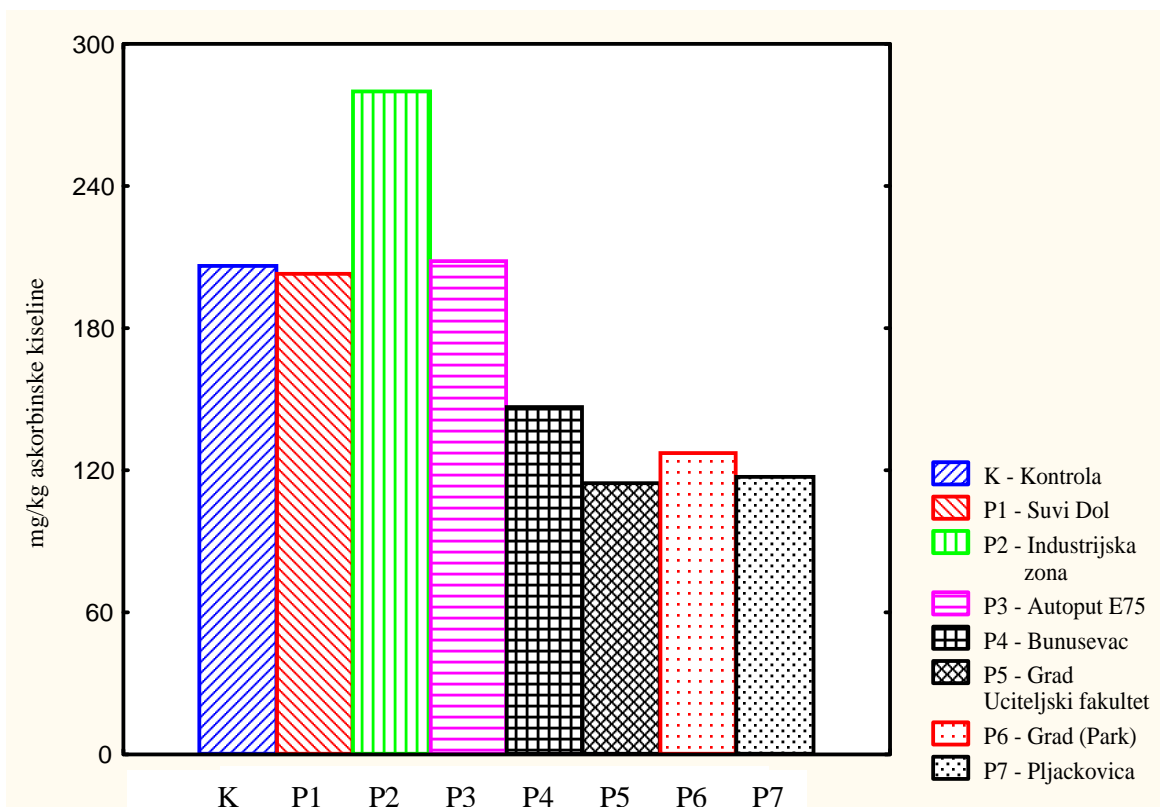


Сл.34: Садржај аскорбинске киселине у талусу лишћаја *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (18.10.2002-18.04.2003)



Сл.35: Садржај аскорбинске киселине у талусу лишаја *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., који је био изложен утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања (01.07.2003-01.01.2004)

Међутим, код врсте лишаја *E. prunastri* која стално вегетира у региону Врања, садржај аскорбинске киселине је повећан у односу на контролу, једино на локалитету P2, у индустријској зони, где се налази велики број разноврсних загађивача (сл. 36). Ови загађивачи највероватније имају антагонистичко дејство у смеси загађења и на тај начин искључују једни друге из функције или пак поништавају штетна дејства загађења, па се садржај аскорбинске киселине повећава.



Сл.36: Садржај аскорбинске киселине у талусима лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., прикупљених са различитих локалитета из Враћа и околине (01.07.2003)

На осталим локалитетима код исте врсте лишаја измерене су мање количине аскорбинске киселине у односу на контролу (сл. 36).

Аскорбинска киселина представља јак редуктант, и она активира многе физиолошке и одбрамбене механизме код биљака у условима загађења (Lewin, 1976).

Као јак редуктант аскорбинска киселина се у условима загађења троши, услед чега се њена концентрација у талусима лишајева смањује. Садржај аскорбинске киселине под утицајем SO₂ се смањује пре појаве видљивих оштећења (Keller et al.,1977). Код биљака кукуруза и пшенице, у условима експерименталне интоксикације различитим концентрацијама Pb-ацетата, долази до смањења садржаја аскорбинске киселине у односу на контролу (Трајковић, 1991). Изгледа да је аскорбинска киселина укључена у механизме детоксикације код лишајева, при чему вероватно врши редукцију SO₂ у талусима лишајева из загађених средина.

3.2.2.5. Садржај хлорофила „а” и „б”

Знамо да су лишајеви изграђени од алги и гљива које организују један заједнички живот. У састав лишајева најчешће улазе зелене и модрозелене алге. Оне су одговорне за процес фотосинтезе. Ове алге садрже углавном хлорофиле „а” и „б” од којих зависи процес фотосинтезе. Имајући у виду да су хлорофили „а” и „б” директно одговорни за процес фотосинтезе, вршили смо испитивање ових параметара код лишајева врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. у условима аерозагађења Врањског региона. Лишајеви су пренети са Копаоника и постављени да вегетирају на седам локалитета у две вегетационе периоде зима-пролеће (18.10.2002 - 18.04.2003) и лето-зима (01.07.2003 - 01.01.2004).

Такође, измерен је и садржај хлорофила „а” и „б” код лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach. стално настањеног на овим локалитетима у региону Врања. Као контрола коришћене је иста врста лишаја са Копаоника. Резултати добијени у току истраживања показују да је садржај хлорофила „а” и „б” углавном мањи у односу на контролу код обе врсте експонираних лишајева на свим локалитетима Врањског региона (таб. 11, 12 и 13).

Таб. 11: Садржај хлорофила „а” и „б” (mg/gr свежје тежине) у талусима врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach. који су били изложени утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања, у односу на контролне врсте са Копаоника, током периода зима- пролеће и лето-зима (18.10.2002 - 18.04.2003 и 01.07.2003 - 01.01.2004)

| Локалитети | 18.10.2002 -18.04.2003. | | 01.07.2003 - 01.01.2004. | |
|--------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | хлорофил „а” (mg/gr) | хлорофил „б” (mg/gr) | хлорофил „а” (mg/gr) | хлорофил „б” (mg/gr) |
| К-контрола | 0,83 | 0,58 | 4,35 | 8,66 |
| Р1-Суви Дол | 0,47 | 0,32 | 1,11 | 2,15 |
| Р2-индустр. зона | 0,43 | 0,40 | 0,53 | 0,86 |
| Р3-аутопут Е –75 | 0,42 | 0,41 | 0,46 | 0,85 |
| Р4-Бунушевац | 0,37 | 0,30 | 0,63 | 1,34 |
| Р5-град (Уч. Фак.) | 0,39 | 0,46 | 0,40 | 0,80 |
| Р6-град (парк) | 0,40 | 0,43 | 0,31 | 0,89 |
| Р7-Пљачковица | 0,48 | 0,31 | 0,32 | 0,64 |

Таб. 12: Садржај хлорофила „а” и „б” (mg/gr свежје тежине) у талусима врсте *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. који су били изложени утицају аерозагађења на различитим локалитетима у региону Врања, у односу на контролне врсте са Копаоника, током периода зима- пролеће и лето-зима (18.10.2002 - 18.04.2003 и 01.07.2003 - 01.01.2004)

| Локалитети | 18.10.2002 - 18.04.2003. | | 01.07.2003 - 01.01.2004. | |
|--------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | хлорофил „a” (mg/gr) | хлорофил „b” (mg/gr) | хлорофил „a” (mg/gr) | хлорофил „b” (mg/gr) |
| К-контрола | 0,64 | 0,95 | 1,21 | 2,15 |
| P1-Суви Дол | 0,38 | 0,50 | 0,70 | 0,98 |
| P2-индустр. зона | 0,30 | 0,55 | 0,20 | 0,40 |
| P3-аутопут Е –75 | 0,34 | 0,55 | 0,51 | 0,93 |
| P4-Бунушевац | 0,31 | 0,48 | 0,35 | 0,88 |
| P5-град (Уч. Фак.) | 0,18 | 0,33 | 0,30 | 0,65 |
| P6-град (парк) | 0,36 | 0,46 | 0,18 | 0,40 |
| P7-Пљачковица | 0,27 | 0,49 | 0,32 | 0,75 |

Међутим, иако су измерене вредности за хлорофиле „a” и „b” мање у односу на контролу, ипак постоје разлике у садржају хлорофила „a” и хлорофила „b” између врста и локалитета, као и периода вегетирања. Тако, све добијене вредности за хлорофиле „a” и „b” на свим локалитетима веће су у зимском периоду но у летњем, али су мање од контроле (таб. 11 и 12).

Запажамо још да је количина хлорофила „a” већа код *E. prunastri* на свим локалитетима у односу на хлорофил „b” у периоду зима-пролеће, а код врсте *U.hirta* у периоду зима-пролеће нађено је више хлорофила „b” у односу на хлорофил „a” (таб. 11 и 12).

Највеће вредности хлорофила „a” у оба периода вегетирања измерене су код лишaja врсте *U.hirta* и *E. prunastri* на локалитету P1 и оне износе 0,38 mg/gr (за *U.hirta*), а 0,47 mg/gr (за *E. prunastri*) свеже тежине талуса у периоду зима-пролеће, а у току периода лето-зима 0,70 mg/gr код *U.hirta*, а код *E. prunastri* 1,11 mg/gr свеже тежине (таб. 11 и 12).

Резултати показују да највише хлорофила „b” има код врсте *U.hirta* и то у току периода зима-пролеће на локалитетима P2 и P3. Ове вредности износе за оба локалитета 0,551 mg/gr свеже тежине талуса, али су у мање од контролу.

Ови локалитети (индустијска зона, аутопут Е-75 и Суви Дол) оптерећени су пре свега тешким металима, који вероватно инхибирају ензиме одговорне за синтезу хлорофила. Наши резултати истраживања за експониране врсте лишaja у Врањском региону *U.hirta* и *E. prunastri* показују промену садржаја хлорофила „a” и „b” у условима различито загађеног ваздуха.

Са друге стране, код врсте лишaja *E. prunastri* која стално вегетира на локалитетима у области Врања, садржај хлорофила „a” и „b” је углавном повећан у односу на контролу на свим локалитетима (таб.13).

Таб. 13: Садржај хлорофила „а” и „б” (mg/gr свеже тежине) у талусима врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach. прикупљених из Врања и околине са различитих локалитета, у односу на контролне врсте са подручја Копаоника

| Локалитети | 01.07.2003. | |
|---------------------|--------------------------|--------------------------|
| | хлорофил „а” (mg/gr) | хлорофил „б” (mg/gr) |
| К - контрола | 0,83 | 0,58 |
| P1- Суви Дол | 0,59 | 0,85 |
| P2- Индустр.зона | 0,56 | 1,18 |
| P3- аутопут Е-75 | 2,06 | 1,11 |
| P4- Бунушевац | 0,63 | 0,97 |
| P5- град (Уч. Фак.) | 1,15 | 0,71 |
| P6- град (парк) | 1,07 | 0,63 |
| P7- Пљачковица | 0,48 | 0,55 |

Запажено је, на основу резултата, да су измерене веће вредности за хлорофил „а” код ове аутохтоне врсте, него за хлорофил „б”. Највећа вредност за хлорофил „а” забележена је на локалитету P3 (аутопут Е-75) и она износи 2,06 mg/gr свеже тежине што је двоструко више од контроле (таб. 13). Најмање вредности за хлорофил „а” измерене су на локалитету P7 (Пљачковица) и износе 0,48 mg/gr, што је за 40 % мање у односу на контролу.

Највеће вредности за хлорофил „б” измерене су на локалитету P2 (индустријска зона) и износе 1,18 mg/gr, што је за 100 % више у односу на контролу. Међутим, најмање вредности за хлорофил „б” измерене су на P7 (Пљачковица) и оне износе 0,55 mg/gr свеже тежине талуса, што је у нивоу са контролом (таб. 13).

Повећани садржај хлорофила „а” и „б” на локалитетима P2 (индустријска зона) и P3 (аутопут Е-75) је у вези са врстом загађивача. Наиме, ови локалитети загађени су пре свега тешким металима који се код ове врсте лишаја (која се адаптирала на услове средине) укључују у метаболичке процесе као активатори ензима одговорних за процес синтезе хлорофила. Са друге стране, смањене концентрације хлорофила „а” и „б” на локалитету P7 (Пљачковица) је у негативној корелацији са структуром загађења. Наиме, комбиновано дејство више загађивача инхибиторно делује на синтезу хлорофила јер вероватно загађивачи искључују једни друге из функције.

Тако, ниске концентрације Pb-ацетата у условима експерименталне интоксикације у листовима пшенице и кукуруза, изазивају повећан садржај хлорофила, док високе концентрације изазивају његово смањење (Трајковић, 1991).

Хербициди у листовима паприке инхибирају синтезу хлоропласта, а као резултат тога настаје смањене хлорофила „а” и „б” (Салопек и Љубешић, 1994).

Киселе кише, код неких дрвенастих биљака, узрокују опадање интензитета фотосинтезе услед деградације хлорофила (Великова и Узунова, 1993).

Лайбияйнен et al. (1995) налазе да токсично деловање полутаната смањује интензитет фотосинтезе за 20-60 % код игличастих листова бора.

Renuga and Paliwal (1995) доказују да SO₂ изазива смањење садржаја хлорофила „а” а као резултат тога настаје смањење интензитета фотосинтезе. Интензитет фотосинтезе код лишажева је много већи у зимским, него у летњим месецима (Smith, 1961) што је у вези са садржајем хлорофила код испитиваних врста лишажева *E. prunastri* и *U. hirta*.

Компонента алге у лишажевима је јако осетљива на деловање H₂SO₄ и сулфата који изазивају стварање феофитина, што резултира смањењем хлорофила и интензитета фотосинтезе код ових организама (Rao and Le Blanc, 1966).

Смањена количина хлорофила „а” и „б” код лишажева јавља се као промена пре појаве видљивих оштећења на талусима и стога се може користити за биохемијски мониторинг у циљу детекције раног загађења.

Код биљака паприке, Салопек и Љубешић (1994) закључују да хербициди инхибирају синтезу хлоропласта.

Стресни ефекти фактора спољашње средине попут прекомерне светлости, суше, високих или ниских температура, утичу индиректно или директно на инхибицију фотосинтезе (Bjorkman and Demmig, 1987; Oquist and Wass, 1988).

Krupa and Baszynski (1995) закључују да полутанти инхибиторно делују на процес фотосинтезе. Такође, Лайбияйнен et al. (1995) налазе да деловањем токсичних полутаната опада интензитет фотосинтезе за 20-60 % код игличастих листова бора.

Сумпор-диоксид инхибиторно делује и на процес фотосинтезе (Renuga and Paliwal, 1995). Наиме, он изазива смањење хлорофила, што резултира смањењем фотосинтезе.

Pfanz and Lomsky (1994) су утврдили да ваздушни загађивачи за 50 % смањују фотосинтетску активност у листовима биљака.

3.2.3. Морфолошке карактеристике истраживаних врста са различитих локалитета

Испитивали смо морфолошке карактеристике на талусима лишјајева врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., који су шест месеци били изложени утицају аерозагађења у Врањском региону. Испитиване су аутохтоне врсте *Evernia prunastri* (L.) Ach. са подручја Врања и поменуге врсте донете са Копаоника. Током периода вегетирања уочене су морфолошке промене на талусима истраживаних врста лишјаја, које се огледају у промени развијености талуса, његове боје, гранања и дубине режњева. Поменуге промене су нарочито интензивне на појединим локалитетима, док на осталим мање.

На локалитету Р4 – Бунушевац видно је сушење талуса, током оба периода вегетирања. Код узорака врсте лишјаја *Evernia prunastri* (L.) Ach., током периода зима–пролеће јасно је видљиво смањење масе талуса у односу на контролу. Боја талуса је од светло сиве добила тамносивкастозелену нијансу, што нам говори о процесу деструкције хлорофила услед дејства загађивача и климатских фактора. Број грана, њихова величина и дубина режњева, је такође смањена (фот. 10 и 11).



Фот. 10 и 11: Морфолошке карактеристике врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. приликом постављања (лево) и након периода вегетирања зима–пролеће (десно), локалитет Р4 – Бунушевац

Што се тиче морфолошких карактеристика врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig., након периода вегетирања зима–пролеће утврђено је да су оне веће код *U. hirta* у односу на контролу, тј. да је маса талуса много више смањена под утицајем загађивача. Боја талуса *U. hirta* је тамносивкастозелена, док је боја талуса контроле жутозеланкаста. Број грана је мањи, а такође и њихова дужина.

Морфолошке промене талуса обе истраживане врсте након периода вегетирања лето-зима у односу на контролу, на локалитету Р4–Бунушевац, биле су сличне као оне у периоду зима-пролеће (фот. 12 и 13).

Током овог периода талус врсте *E. prunastri* је тамносивозеленкасте боје, у односу на контролу, која је била светлосиве боје. Целокупна његова маса је смањена, број грана и режњева такође (фот. 12). Морфолошке промене на талусу врсте *U. hirta* су мање, од промена на талусу врсте *E. prunastri*.

Талус врсте *U. hirta* је након вегетационог периода лето-зима сивакстозеленкастобраонкасте боје, док је талус контроле био жутозеленкаст. Маса талуса је смањена у односу на контролу, а број грана такође.

Ове наведене промене указују да су повећана концентрација загађивача, климатских фактора и ослобођени полутанти током НАТО бомбардовања, на овом локалитету најпре утицали на физиолошке-биохемијске промене: повећану активност ензима пероксидазе, аминокиселине пролин и витамина С (сл. 24, 29 и 34), повећану апсорпцију Cu и Cd (таб. 8 и 9), који су инхибирали процес фотосинтезе, тј., изазвали најпре деструкцију хлорофила, разлагањем хлоропласта, што се одразило на промену боје талуса, а и на број и дужину њихових грана (фот. 10 и 11).



Фот. 12 и 13: Морфолошке карактеристике врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. приликом постављања (лево) и након периода вегетирања лето-зима (десно), локалитет Р4 – Бунушевац

Разуме се, нешто мање концентрације загађивача као и њихова структура у периоду лето-зима у спреси са повољнијим климатским факторима, а пре свега већим интензитетом светлости, повећаним температурама итд., погодавали су образовању већег броја

хлоропласта, брзини њиховог формирања, броју тилакоида, строма и грана, а тиме и интензивнијем процесу фотосинтезе. То је за резултат имало очување веће масе талуса у односу на талусе врста из периода зима-пролеће.



Фот. 14 и 15: Морфолошке карактеристике врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. приликом постављања (лево) и након периода вегетирања зима-пролеће (десно), локалитет Р3- аутопут Е-75

Смањење масе талуса, промена боје, броја и дубине његових режњева, утврђени су и на лишајевима експонираним на локалитетима Р3-аутопут и Р1-Суви Дол, али све те промене су мање у односу на лишајеве са локалитета Р4-Бунушевац (фот. 14,15,16 и 17).



Фот. 16 и 17: Морфолошке карактеристике врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. приликом постављања (лево) и након периода вегетирања зима-пролеће (десно), локалитет Р1- Суви Дол

На овим локалитетима, а нарочито на локалитету Р3 (аутопут Е-75), биљке су изложене јачем утицају тешких метала: Pb, Cu, Cd, Zn и Al (фот. 14 и 15) који се ослобађају из издувних гасова аутомобила. Но, и поред тога, животни услови на њима нису додатно оптерећени полугантима који су били ослобођени током НАТО бомбардовања, као на локалитету Р4 (Бунушевац), па су зато и морфолошке промене на талусима истраживаних врста биле мање. С друге стране, развијен биљни покривач на овим локалитетима апсорбује одређене количине загађивача, а такође и ваздушне струје омогућавају њихову даљу дистрибуцију.



Фот. 18 и 19: Морфолошке карактеристике врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. приликом постављања (лево) и након периода лето - зима (десно), локалитет Р2- индустријска зона града

Промене на талусима код обе врсте лишајева на локалитету Р2 - индустријска зона града током периода лето-зима огледају се у смањењу масе талуса, а такође и у смањењу броја грана, њихове величине и дубине режњева у односу на контролу. Боја талуса је код узорака након вегетирања тамнија. У погледу физиолошко-биохемијских промена и овде је забележена највећа активност ензима пероксидазе и најмања количина хлорофила „b”, што значи да је евидентно присуство загађивача. Морфолошке промене на талусима лишајева су мање у односу на експониране примерке са локалитета Р4, Р3 и Р1, иако се локалитет Р2 налази у непосредној близини индустријске зоне града (на удаљености од 20 m). Разлог је вероватно тај што су загађивачи на овом локалитету ваздушним струјањима дистрибуирани на удаљенија места од самих дистрибутера (фот. 18 и 19).

Још мање морфолошке промене утврђене су на талусима истраживаних врста лишајева на крају периода лето-зима на локалитетима Р5 - град (Учитељски факултет) и Р6 –

градски парк. Сушење талуса је мање (што се види на фотографијама 20, 21, 22 и 23), њихова боја је скоро непромењена, а такође број, величина грана и дубина режњева. Ово је због тога што су ова мерна места мање изложена утицају загађивача из индустријске зоне града и што обилују присутним дрвенастим врстама градског дрвећа и зеленила, које апсорбују током свог процеса фотосинтезе загађиваче - пре свега оне који су ослобођени након сагоревања течних горива градског саобраћаја.



Фот. 20 и 21: Морфолошке карактеристике врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. приликом постављања (лево) и након периода вегетирања лето - зима (десно), локалитет Р5 – град (Учитељски факултет)



Фот. 22 и 23: Морфолошке карактеристике врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. приликом постављања (лево) и након периода вегетирања лето - зима (десно), локалитет Р6 – градски парк

Најмање морфолошке промене на талусима уочене су код врста лишајева са локалитета Р7 - Пљачковица. (фот. 24 и 25). Овај локалитет се налази на највишој тачки надморске висине (1231 m) у односу на све остале (око 432 m), што значи да је изложен дејству руже ветрова. Он такође обилује дрвенастим листопадним и четинарским врстама (*буква, хрст* и *бор*) које врше током пола, односно током целе године процес фотосинтезе, што знатно смањује концентрацију загађивача који делују на експониране лишајеве. Ово потврђују и подаци изнети у табели 8 и 9 из којих се види да је најмања концентрација Рb и Zn код узорака у периоду лето-зима забележена на овом локалитету.



Фот. 24 и 25: Морфолошке карактеристике врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. приликом постављања (лево) и након периода вегетирања лето - зима (десно), локалитет Р7 – Пљачковица

На основу свега изложеног може се са сигурношћу констатовати да концентрација и структура аерозагађивача снажно делују не само на физиолошко-биохемијске промене, већ и на морфолошке промене талуса које се манифестују у смањењу масе талуса, затим његове боје, броја и величине грана, као и дубине режњева. Ово потврђује опште познате чињенице да се ефекти гасовитих полутаната и тешких метала код биљака загађених подручја и урбаних средина огледају не само у поремећају водног режима, фотосинтезе, већ и у појави морфолошких оштећења.

Утицаји загађивача код биљака често се огледају у виду поремећаја у водним односима и водном стресу, што представља почетак свих осталих поремећаја у физиологији биљака на урбаним стаништима. Истраживања водног режима дрвећа у урбаним условима показала су да су водни стрес и недостатак минералних елемената у земљишту узроци

морталитета 56 % дрвећа у дрворедима, од укупног засађеног дрвећа (Gilbertson and Bradshaw, 1985; Whitlov et al., 1992).

Пјкун (1978) закључује да у листовима биљака, под утицајем гасовитих загађивача, долази до обезводњавања листова, односно смањења воде, чак и до 25 % у односу на листове биљака у природној средини.

На утицај загађивача је врло осетљив и процес фотосинтезе, јер је њен интензитет варијабилан и мења се под дејством загађивача, микроклиматских прилика и степена оштећености структуре фотосинтетичких ткива.

Кастори и сар. (1994) наводе да Zn улази у састав ензима карбоанхидразе који обезбеђује одговарајућу вредност рН средине, строме хлоропласта и на тај начин штити беланчевине од денатурације, изазване променом рН средине самих хлоропласта.

Mudd и Kozlowski (1975) су утврдили код листова храста лужњака, током раног пролећа прекривеног слојем гарежи, појаву изразитих маргиналних некроза и ретких хлороза жућкасте боје дуж лисних нерава у периоду раног лета. Ови симптоми су специфични за деловање високих концентрација оксида азота и тешких метала.

Оштећења биљака која се манифестују између нерава, појавом мрких површина некрозног ткива, последица су токсичног деловања SO₂ (Kozlowski и Constantinidou, 1986).

Поповић и Стефановић (1989) налазе да је појава на листовима веома ситних, неправилно распоређених тачкастих хлороза светле боје и касније овалног облика некрозног ткива жуте до смеђе боје, један од симптома токсичног утицаја тешких метала, који су довели прво до хлорозе листова, а затим и до некрозе.

Морфолошки симптоми оштећења изазавани токсичним деловањем гасовитих полутаната и тешких метала, јављају се прво у виду маргиналних хлороза различитих боја, губљењу пигмената и некроза, тј., као акутна оштећења. С друге стране, хронична оштећења су последица дуготрајне изложености нижим концентрацијама, развијају се спорије и манифестују у виду хлороза, жућкастих мрља између нерава, затим у виду некроза и превременог сазревања листова.

4. ЗАКЉУЧНА РАЗМАТРАЊА

Врање се налази у северозападном делу Врањске котлине, на обалама Врањске, Собинске и Шапраначке реке, у подножју планина Пљачковица, Крстиловица, Пржара и Голича. Проучавани простор се одликује разноврсним рељефним облицима, релативно ниским нивоом рецентне ерозије, без клизишта, повољним хидрографским условима, посебним педолошким саставом и вегетацијским специфичностима. Речна мрежа је релативно густа, али су водотоци од мањег хидролошког значаја. Највећа река је Јужна Морава која протиче три километра јужно од Врања.

Евидентирана је загађеност животне средине проучаваног подручја. Загађивачи ваздуха у области Врања потичу из различитих извора загађења (индустрије, саобраћаја, котларница, урбанизације, НАТО бомбардовања). Доминантни загађивачи у животној средини Врања су тешки метали, SO₂, NO_x, CO, CO₂, угљоводоници, чађ, прашина, летећи пепео, осиромашени уранијум и др.

Дистрибуција емисија условљена је **ружом ветрова** при чему су најчесталији североисточни, западни и источни ветрови.

На дистрибуцију загађивача утичу и климатски и еколошки фактори. **Клима** Врања је измењено умерено континентална, јер трпи утицаје с југа медитеранске и планинске климе са запада. У овом подручју Лангеов кишни фактор износи КФ = 55,9, а просечна количина падавина 563,38 mm, док је средња годишња температура 10,84° C.

У тако загађеном подручју били су експонирани лишајеви *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. у два различита периода зима-пролеће и лето-зима. Код ових врста забележене су биохемијско-физиолошке и морфолошке промене после завршеног периода вегетирања. Исте промене евидентирани су и код аутохтоне врсте лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach. са подручја Врања.

На основу добијених резултата и великог броја литературних података о утицају аерозагађења на биљке, покушали смо да овим истраживањем дамо одређени допринос бољем разумевању дејства загађивача на лишајеве.

Одређиван је садржај **тешких метала (Pb, Cu, Cd, Zn, Al)** у талусима врста *Evernia prunastri* (L.) Ach. и *Usnea hirta* (L.) Web. in Wig. који су вегетирали у региону Врања у различитим годишњим периодима (зима-пролеће, лето-зима), пренети са Копаоника.

Такође, констатован је и садржај тешких метала код аутохтоне врсте лишаја *Evernia prunastri* (L.) Ach из Врањског региона. Добијени резултати показују да лишајеви апсорбују и акумулирају тешке метале неравномерно. Апсорпција и акумулација тешких метала зависи од врсте лишаја, периода вегетирања, локалитета и од врсте метала.

Утврђене су различите концентрације тешких метала код обе врсте експонираних лишаја, али су оне за **Pb** и **Al** мање у односу на контролу у оба периода вегетирања. Констатована је разлика у садржају тешких метала у талусима испитиваних врста лишајева. Најмање вредности за **Pb** добијене су код обе врсте лишаја *E. prunastri* и *U. hirta* у истом периоду вегетирања зима-пролеће на локалитету P7 - Пљачковица и износе код *E. prunastri* 0,045 µg/gr суве тежине, што је 2,5 % мање у поређењу са контролом, а код *U. hirta* 0,0039 µg/gr суве тежине, што је 0,5 % мање у поређењу са контролом. Највеће концентрације **Pb** (иако мање у односу на контролу), утврђене су код обе врсте лишаја на локалитету P4 – Бунушевац и износе код *E. prunastri* 0,0991 µg/gr суве тежине, (55 % мање у односу на контролу), а код *U. hirta* 0,0989 µg/gr суве тежине што је 14,2 % мање у односу на контролу. Апсорпција и акумулација **Pb** у периоду лето-зима већа је код врсте *E. prunastri* у односу на врсту *U. hirta* на истом локалитету (P4), што је вероватно генетски условљено.

Утврђене концентрације за **Al** код обе врсте лишајева (*E. prunastri* и *U. hirta*) су испод вредности контролних узорака у оба периода вегетирања и на свим испитиваним локалитетима.

Што се тиче **Cd**, његова акумулација варира код испитиваних врста у оба периода вегетирања. Истраживања су показала да је највећа концентрација **Cd** утврђена у периоду лето-зима на локалитету P4 - Бунушевац (код *E. prunastri* 0,0043 µg/gr суве тежине, што је 187 % више у односу на контролу, и 0,0025 µg/gr суве тежине код *U. hirta* што је 250 % више у односу на контролу.

У току истраживања доказано је да лишајеви показују високу селективност према **Cu** и **Zn**. Највеће концентрације **Cu** нађене су на локалитету P4 - Бунушевац (код *U. hirta* 0,099 µg/gr), а најмања вредност забележена је код исте врсте на локалитету P7 - Пљачковица и износи 0,050 µg/gr суве тежине, што је 114 % више у односу на контролу. Повећана апсорпција **Cu** је свакако одбрамбени вид талуса у загађеној средини. Код аутохтоне врсте лишаја *E. prunastri*, апсорпција и акумулација тешких метала се разликује од експонираних врста. Док су експониране врсте избегавале апсорпцију **Pb** и **Al**, а неке у периоду зима-пролеће акумулирале **Cd**, резултати показују да ова аутохтона врста лишаја избегава апсорпцију **Pb** и **Cd**, а акумулира **Al**, **Cu** и **Zn**.

Из свега што је до сада речено могу се издвојити три групе лишајева:

1. **селективни,**
2. **толерантни и**
3. **индикативни.**

Загађивачи из ваздуха изазивају и промене у метаболизму лишајева на локалитетима Брањског региона. Констатоване промене одражавају се као штетне последице деловања загађивача и реакције талуса у смислу одбране. У оквиру тих промена изучавани су ефекти деловања загађивача и на биохемијско-физиолошке параметре.

Поремећаји који настају приликом загађења су последице инхибиције или активације ензима те се могу детектовати пре видљивих оштећења на талусима. Повећана активност **каталазе** и **пероксидазе** констатована је код експонираних врста лишајева на свим локалитетима, док се активност ових ензима код аутохтоне врсте лишајева није мењала. Резултати показују да је активност ових ензима већа у периоду лето-зима од периода зима-пролеће. Највећа активност каталазе установљена је на локалитету Р3 - аутопут Е-75 код врсте *U. hirta* ($360 \text{ cm}^3 \text{ O}_2 / \text{gr}/3'$), а пероксидазе на локалитету Р4 – Бунушевац код врсте *E. prunastri* $0,275 \text{ cm}^3 \text{ O}_2 / \text{gr}/3'$ (што је 166 % више од контроле), док су најмање вредности констатоване на локалитету Р6 - градски парк. Из овога се може закључити да је повећана активност каталазе и пероксидазе координирани одговор талуса на загађење.

Значајан број аутора (што је наведено у тексту), указује на повећање садржаја аминокиселине **пролин** код виших биљака у условима стреса и наводе да је то стресни метаболит. Наши резултати показују да постоје разлике у садржају пролина у талусима и да те разлике углавном зависе од периода вегетирања испитиваних врста. Највећа концентрација пролина констатована је у периоду зима-пролеће на локалитету Р4 (Бунушевац), а најмања на локалитету Р5 (Учитељски факултет), што указује да су у позитивној корелацији са концентрацијом загађивача и еколошких фактора. Код аутохтоне врсте лишаја *E. prunastri* на свим испитиваним локалитетима утврђене су веће количине пролина у односу на контролу. Пролин има осморегулаторно дејство, што је важан фактор резистентности лишајева према стресу и веома специфичан механизам стицања отпорности према условима средине.

Аскорбинска киселина је укључена у одбрамбени механизам лишајева од загађења. Резултати показују да постоје промене у садржају аскорбинске киселине и да оне зависе од концентрације и врсте загађивача, као и периода вегетирања лишајева. Стога се код

експонираних врста уочава повећани садржај аскорбинске киселине у периоду зима-пролеће у односу на период лето-зима. Највеће вредности констатоване су на локалитету код врсте *U. hirta* 198 mg/kg, а најмање на локалитету Бунушевац (150 mg/kg). Аскорбинска киселина представља јак редуктант и активира одбрамбене механизме у току метаболичких процеса лишајева, пре свега редукује SO₂, на који су лишајеви јако осетљиви. Зато се и овај параметар може користити као биохемијска индикација у детекцији загађења.

У истраживању пигмената хлоропласта у зависности од загађења, констатоване су и промене у садржају **хлорофила „a”** и **„b”** у талусима испитиваних врста лишајева. Из резултата се види да је садржај хлорофила „a” и „b” у талусима изложених врста мањи у односу на контролу на свим локалитетима. Ипак смо констатовали извесне промене у садржају хлорофила „a” и „b” међу локалитетима. Тако је на локалитетима P1, P2 и P3 већа концентрација, него на осталим локалитетима. Анализом хлорофила утврђено је веће присуство хлорофила „b” него хлорофила „a” за разлику од виших биљака. Добијени резултати показују да је садржај хлорофила „a” и „b” код аутохтоне врсте лишаја *E. prunastri* повећан на свим локалитетима у поређењу са контролом, те да су највеће концентрације доказане на локалитетима P2 и P3 (1,18 mg/gr хлорофила „b” и 1,11 mg/gr хлорофила „a”), вероватно због антагонистичког деловања загађивача индустријског порекла и отпорности лишајева на актуелно загађење.

Током периода експонирања уочене су и **морфолошке карактеристике** на талусима које се огледају у промени развијености талуса, његове боје, гранања и дубине режњева. Запажено је да су наведене промене израженије код врсте *U. hirta* у односу на контролу, тј. да је маса талуса смањена под утицајем загађивача. Такође, најизраженије морфолошке особености су биле код узорака на локалитету P4 (Бунушевац), а најмање на локалитету P7 (Пљачковица). Ово потврђује опште познате чињенице да се ефекти гасовитих полуганата и тешких метала код биљака загађених подручја и урбаних средина огледају не само у поремећају водног режима, фотосинтезе итд., већ и у појави морфолошких оштећења.

У току истраживања наведених параметара запажена је **варијабилност резултата** код експонираних и аутохтоних врста лишајева. Ипак се слободно може рећи да загађивачи изазивају **промене у метаболизму испитиваних параметара** и то вероватно тако што инхибирају или активирају ензиме одговорне за синтезу или деградацију штетних метаболита. Метаболичке промене настају врло рано код лишајева пре појаве видљивих

оштећења, те се могу користити за биохемијско-физиолошки мониторинг у циљу ране детекције загађења.

Даља наша истраживања на лишајевима биће усмерена у том правцу и на другим врстама у циљу потврде добијених резултата који би могли да буду од значаја за науку.

5. ЛИТЕРАТУРА

1. Alloway B., J., (1990): Heavy Metals in Soils. Blackie, Glasgow and London.
2. Andjelković-Lukić M., Matejić-Grgurić M., (2001): Zagadjenje atmosfere gasovitim produktima baruta u toku NATO bombardovanja. IV Jugoslovenski simpozijum. Hemija i zaštita životne sredine, Zrenjanin, 485-488.
3. Arduini I., Godbold D., Onnis A., (1994): Cadmium and copper change root growth and morphology of *Pinus pinea* and *Pinus pinaster seedlings*. *Physiol. plant.* 92, No 4. C. 675-680.
4. Ashwort L.J., Amin J.V., (1964): A mechanism for mercury tolerance in fungi *Phitopattology* 54, 1495-63.
5. Barceló J., Vázquez M.D., (1988): Structural and ultra structural disorders in cadmium-treated bush bean plants *Phaseolus vulgaris* L. „*New Phytol*”, 108, No 1, 37-49.
6. Barceló J., Vázquez M.D., Poschenrieder C., (1988): *Bot. Acta*, 101, 254 – 261.
7. Bariaud A., Mestre J. C., (1984): *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 32, 597 – 601.
8. Bichkam J.W., Smolen M.J., (1994): Somatic and heritable effects of environmental genotoxins and the emergence of evolutionary toxicology. *Environ. Healthh. Perspect.*, 102, Suppl. 12, 25.
9. Bjorkman O., Demmig B., (1987): Photon yield of O₂ evolution and chlorophyll fluorescence characteristics at 77 K among vascular plants of diverse origins. *Planta* 17, 489 - 504.
10. Bogdanović-Dušanović G., (2001): Kvalitativni i kvantitativni sastav lišajeva na području Vranja i uže okoline, Magistarska teza, PMF Priština, Univerzitet u Prištini, 147-151.
11. Breckle S. W., (1989): Growth under stress: heavy metals. In: the root system: the hidden half. Waisel, Y. Kafkafi, U., Eshel, A. eds Marcel Dekker Inc. New York.
12. Conway H. L., (1978): *J. Fish. Res. Bd. Gan.*, 35, 286 – 294.
13. Cook C.M., Sgardelis S.P., Pantis J.D., Lanaras T., (1994): Concentrations of Pb, Zn, and Cu in *Taraxacum* spp. in relation to urban pollution. *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.*, -53, No 2, C, 204-210.
14. Ckyoedene L., P., (1990): Funkcija pronicaemosti kletočnih membran dlja jonov kalija (K⁺), pervičnaja signaljnaja reakcija derevev na izmenenija srede. *Fiziologov rastenija*, Minsk, 24 29, sent Tez, gokl.
15. Csonca L.N. and Hanson A.D., (1991): Prokaryotic osmoregulation: genetics and physiology. *Annual Review of Microbiology* 45, 569-606.

16. Dimitrijević D., (1979): Vodeći prsten - konstruisanje projektila i upaljača. Tehnička vojna akademija kopnene vojske JNA, Zagreb, 11 str.
17. Дучић Т., Јаковљевић М., Радотић К., (2003): Одговор пероксидазе и супероксид дизмугазе у четинама смрче након стреса бавром и никлом. XV Симпозијум југословенског друштва за физиологију биљака, Врдник, 31. мај-3. јун. 37.
18. Džamić M., (1978): Praktikum iz biohemije. Izdavačko informativni centar studenata, Beograd.
19. Ernst W., (1972): Ecophysiological studies on heavy metals plants in South Central Africa, Kirka 8, 125-145.
20. Filipović R., Jablanović M., (1996): Peroxide and katalase enzymes activities in corn and wheat seedlings in the conditions of experimental intoxication with Pb-acetate. Department of Biology, Faculty of Science, University of Pristina, Yugoslavia, 41-44.
21. Filipović - Trajković R., Ilić Z., Jablanović M., (2001): Transfer faktor (koeficijent) zemljište / biljka kao indikator koncentracije teških metala kod povrtarskih biljaka. „Savremena poljoprivreda” Novi Sad. Vol. 50, 1-2, 41-44.
22. Filipović R., Ilić Z., Šunić L., (2004): Catalase enzyme activities in different tissues on vegetables plants in basin irrigation with waste waters. 3rd Balkan Symposium on Vegetables & Potatoes , Turkey, 20.
23. Gadallah M.A.A., (1994): Interactive effect of heavy metals and temperature on the growth, and chlorophyll, saccharides and soluble nitrogen contents in *Phaseolus plants*. Biol.plant. – 36, No 3. C.373-382.
24. Garty J., Kloog N., Cohen Y., (1998): Integrity of lichen cell membranes in relation to concentration. Archives of environmental contamination and toxicology, 34, 136-144.
25. Gilbert A., (1996): Criteria for sustainability in the development of indicators for sustainable development. Chemosphere, 33, 9, 1749.
26. Gilbertson P., Bradshaw A., D., (1985): Tree survival in cities; the extent and nature of the problem. Arboricult. Journal 9, 131 - 142.
27. Гравель И.В., Яковлев Г.П., Петров Н.В., Стуловский С.С., Листов С.А., (1994): Содержание тяжелых металлов в некоторых видах лекарственных растений Алтайского края. Растит. Ресурсы. 30, No 1 - 2. С.101 - 108.
28. Grill E., (1990): Schutz der Pelanzen uoz schwezentrumallen. Jahrb Had. Wiss Cottingen C. 21-24.
29. Grishko V.N., (1994): Adaptation of *Pisum sativum* energetic and antioxidant systems by action of acidic gases. 9th Congr. Fed. Eur. Soc. Plant Physiol., Brno , 36, Suppl. C. 271.
30. Ијкјум Т., М., (1978): Загрјазнители атмосфери и растение. „ Naukova runka ", Kiev.

31. Hall P., (1970): Copper containers for food and drink. Case reports of copper poisoning. Bull Nat Clearinghouse Poison Centers. Mar-Apr.
32. Harper J., R., Balke N., E., (1981): Plant Physiol. 68, 1349.
33. Hampp R., Zigler H., Zigler I., (1973): Biochem. Physiol. Pflanz., 164, 588 – 595.
34. Hampp R., Beulich K., Zigler H., (1976): Z. Pflanzphysiol., 77, 336 – 344.
35. Herschbach C., Kok L. J., Rennenberg H., (1995): Net uptake of sulfate and its transport to the shoot in spinach plants fumigated with H₂S or SO₂ : Does atmospheric sulfur affect the „ inter-organ” regulation of sulfur nutrition? Bot.Acta. 108, No 1, C. 41-46.
36. Holl D. V., Hampp R.W., (1995): J. Plant Nutr., 18, 4, 853 – 868.
37. Ilić Z., Filipović R., Vučković G., Šunić Lj., (1999): Distribucija olova u različitim tkivima nekih semena u uslovima eksperimentalne intoksikacije. VIII Simpozijum Jugoslovenskog društva za fiziologiju biljaka. Zbornik izvoda radova, Beograd, 80.
38. Ivanović D., Zdravković M., Stanković D., (1988): Opstruktivni bronhitis i makroklimatski uslovi u Vranju za period od 1980. do 1987. godine. Zbornik radova XVII, pedijatrijskih dana Niša. Pedijatrijski aktiv podružnice Srpskog lekarskog društva, Niš.
39. Iqbal M. Z., Mahmood M.T., Ahmed F., (1991): Influence of cadmium toxicity on Arduini. Cadmium and copper change root growth and morphology of *Pinus pinea* and *Pinus pinaster* seedlings. Physiol. plant. 92, No 4. C. 675-680.
40. Јаблановић М., и сар., (1983): Утицај тешких метала на клијање семена, растење и неке физиолошке процесе. VI Симпозијум Југословенског друштва за Физиологију биљака, Нови Сад.
41. Jablanović M., Filipović R., Xoxha Y., (1985): Catalase activity in the plants exposed to contamination with heavy metals. Acta Biol. Med. Exp. 10, 21-24, Priština.
42. Kastori R., Vapa L., Radović D., Kevrešan S., (1994): Effect of heavy metals on isoenzyme polymorphism of wheat. Bio. Plant. 36. Suppl. C.193.
43. Kastori R., Petrović N., (1994): Effect of lead on the activities of some enzymes of nitrogen metabolism in sugar beet. Biol. Plant. 36, Suppl. C. 193.
44. Kastori R., Plesničar M., Sakač Z., Panković D., Arsenijević – Maksimović I., (1996): Effect of excess lead on sunflower growth and photosynthesis. Submitted.
45. Keller T., (1974): The use of peroxidase activity for monitoring and mapping air pollution areas. European Journal of forest Pathology 4; 11-19.
46. Keller T. Schwager H., (1977): Air pollution and ascorbic acid. European Journal of forest Pathology 4, 11-19.

47. Komarova E.P., Davidovič L.A., Malinovski O.A., (1995): Uloga peroksidaze u nekrotičnoj zaštitnoj reakciji raže protiv lisne rdje. Referativni žurnal, Dokl. AN. Belorusija, 39, No 1, C. 67-70.
48. Kozłowski T., T., Constantinidou H., A., (1986): Environmental pollution and tree growth. Forestry Abstracts 47, 5 - 51.
49. Kranz A.R., Gartenbach K.E., Pickert-Andres M., Schopper E., Baican B., (1994): Biophysical effect of cosmic heavy ions of distinct let-classes in a plant model system. Adv. Space Res. 1-4, No 10. C. 1021-1026.
50. Kreeb K.H., Richter H., Hinckley T.M., (1990): Structural and Functional Responses to Environmental Stresses: Water Shortage. SPB Academic Publishing, The Hague.
51. Kršić N., (1973): Osnovi konstrukcije municije, Tehnički školski centar KoV JNA, Zagreb, 10.
52. Krupa Z., Baszynski T., (1995): Some aspects of heavy metals toxicity towards photosynthetic apparatus direct and indirect effects on light dark reactions. Acta Physiologiae Plantarum 17, 177 – 190.
53. Куламан А. Ю. ет ал. (1990): Содержание аминокислом в листья Selicaseae в условиях фенольного загрязнения. Бот.ислед. на Урале. инт. екол. наст. и животних. Свердловск, С. 52.
54. Лайбияйнен Л.К., Хари П., Софронова Г.И., Болондинский В.К., (1995): Влияние длительности воздействия токсичных поллютантов на состояние устьиц и фотосинтез хвои *Pinus sylvestris*. Физиол.раст. 42, No 6. С. 871-877.
55. Lane S. D., Martin E. S., Garrod J. P., (1978): Planta, 144, 79 – 84.
56. Láng F., Sárvári E., Szigeti Z., Fodor F., Cseh E., (1995): Effects of heavy metals on the photosynthetic apparatus in cucumber. In: Photosynthesis, from Light to Biosphere, Vol. IV, Mathis P., ed., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, 533 – 536.
57. Leblanc F., (1969): In proceedings of the first european congress on the influence of air pollution on plants and animals, Wageningen.
58. Lewin S., (1976): Vitamin C, its molecular biology and medical potencial, New York, Academic Press.
59. Lounamaa J., (1956): Ann. Bot. Soc. Zool. Bot. Fenn. 39, I.
60. Maksimović - Đekić N., (1998): Neke biohemijske promene u krvi pacova akutno trovanih olovom. Arsh. Toxicol. Kinet Xenobiot Metod 6/3. VII Congress of the toxicologists Yugoslavia.
61. Malchatra at Sarkar, S. O., (1979): Effects of sulphur dioxide on sugar and free amino acid content of pine seeds. Physiologia Plantarum 47.

-
62. Maljević E., Djarmati D., Despotović N., Stupar M., Labus S., Vasiljević M., Komarčić M., (2001): Uticaj ratnih razaranja na podzemne vode u Pančevu i Smederevu. IV Jugoslovenski simpozijum. Hemija i zaštita životne sredine, Zrenjanin, 482-485.
 63. Manninen S., Huttunen S., (1995): Scots pine needles as bioindicators of sulphur deposition. *Can. J. Forest res.* 25, No 10, C. 1559-1569.
 64. Marschner H., (1986): *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, London.
 65. Martin W., D., Mayes A.P., Rodwell W., V., Granner K.D., (1989): Harperov pregled biohemije, Savremena administracija, Beograd.
 66. Marthur et al., (1980): *Internat. J.Plant. Physiol.* V. 99. No 4, P. 287.
 67. Мариновић Ж., Р., (1988): *Основи микологије и лихенологије*. Научна књига, Београд.
 68. Metelov B. (1971): *Metodika opredelenia toksikozov po peroksidnoj aktivnosti krovi*. „Nauka ” Moskva S, 73.
 69. Mićović V. M., Stefanović V. D., (1961): *Bull. Acad. Serbe Sci. Arts*, 26, 113.
 70. Miller R. J. Bittell J. E., Koepe D. E., (1973). *Physiol. Plant.*, 28, 166 – 171.
 71. Miroslavljev M., Strugar J., Ilić G., Stanojević S., Mirilov J., (1999): Kvalitet vazduha u osnovnim školama u opštini Novi Sad. *Eko-konferencija '99*. 99-104.
 72. Moševa I.V., (1982): *Opredelenie aktivnosti katalazi v rastitelnih objektah Praktikum po fiziologiji rastenij*. (Red. Tretjakova, N.N.) Kolos, Moskva, 134.
 73. Moustakas M., Lanaras T., Symeonidis L., Karataglis S., (1994): *Photosynthetica* 30, 389 – 396.
 74. Mudd J., B., Kozlowski T.,T., (1975): *Responses of plants to air pollution. Physiological Ecology. A Series of Monographs, Texts and Treatises*. Academic Press. London.
 75. Muhamedijarov P.A., Novak V.A., (1988): *Povrždajušćije dejstvije tjaželjih metalov na plazmalemu kletok Elodej*. *Red.Biol. nauk.* M.16 c.
 76. Mukherji S., Maitra P., (1977): *Z. Pflanzenphysiol.*, 81, 26 – 33.
 77. Murati M., (1992): *Flora lišaja 1*, Univerzitet u Prištini, Priština, 196.
 78. Murati M., (1993): *Flora na lišajite 2*, Unijata na albanskata inteligencija vo Makedonija, Skopje, 249.
 79. Мурзаева С.В., Козлова И.В., Филипова К.Н. (1992): *Биоиндикация высших растений на загрязнения по активности антиоксидантных ферментов*. *Екол.провл.сел. и вод. X-ва, Поволож Саратов* с 40 – 41.
 80. Nalewajko C., (1995): *Chemosphere*, 30, 1401 – 1414.

81. Nashikkar V.J., Chakrabarti T., (1994): Catalase and peroxidase activity in plants an indicator of heavy metal toxicity. *Indian J. Exp. Biol.* 32, No 7. C. 520-521.
82. Narwal R.P., Singh M., (1993): *Plant Physiol., Indian*, XXXVI, 170 – 173.
83. Негруцкая Т., М., Ермукова С., Н., (1990): Влияние диоксида серы на некоторые физиологические процессы декоративных растений. Прем Боган: Состояние и перспективы развития: Тез. нокл. Киев, 133-134.
84. Nešić M., Trajković R., Tošić S., Marković M., (2005): Influence of air pollution on enzym catalase activity in herbs tissues in environmental of Pirot. 8. симпозијум о флори југоисточне Србије и суседних региона, Ниш, 98.
85. Nikolić M., Nikić D., (1999): Sumpordioksid i čadј u vazduhu kao rizik faktori za zdravlje učenika osnovnih škola. *Eko-konferencija `99*. 105-109.
86. Obata H., Inoue N., Imai K., Umebayashi. M., (1994): Cadmium tolerance of calli induced from roots of plants with differences in cadmium tolerance. *Soil. Sci.and Plant Nutr.* 40. No 2. C. 351-354.
87. Oquist G., Wass R., (1988): A portable, microprocessor operated instrument for measuring chlorophyll fluorescence kinetics in stress physiology. *Phys. Plant*, 73, 211 – 217.
88. Ouzoundidou G., Symeonidis L., Babalonas D., Karataglis S., (1994): Comparative responses of a copper-tolerant and a coper-sensitive population of *Minuartia hirsuta* to copper toxicity. *J. Plant Physiol.* 144, No 1. C. 109-115.
89. Ouzoundidou G., Moustakas M., Lannoye R., (1995): *Physiol. Plant.*, 93, 551 – 557.
90. Петровић М.В., (1991): Упоредна физиологија, Завод за уџбенике и наставна средства, Београд.
91. Petrović N., Kastori R., (1994): *J. Food Physics*, 1, 71 – 73.
92. Петрушенко В., В., (1995): Физиологические механизмы сапротивления растений стрессу воздушногп загрязнения. Одесса , ДЕП. в ГНТБ Украины. No 221-Ук 95. 68, ц.
93. Pfanз H., Lomsky B., (1994): Air pollution photosynthesis and pH stat mechanisms of forest trees: *Biol.Plant.* 36, Suppl. C. 355.
94. Pleškov B.P., (1985): *Praktikum po biohimii rastenii*. Izdatelstvo Kolos Moskva.
95. Поповић Р., Стефановић К., (1989): Утицај аерозагађивања на биљке и вегетацију са посебним освртом на регион Зајечар, Човек и животна средина, 4-5, 58 – 64.
96. Radi S., Sayrafi S.A., Sayrafi O., Isa M., (1995): Growth, metal uptake, and uptake distribution of spinach and parsley plants irrigated with cooper solutions. *J. Environ. Sci. and Health A.*, 30, No 9. C, 2057-2069,
97. Rao D.N., Leblanc F., (1966): *Bryologist*, 69, 60.

98. Reimers P.J., Guo A., Leach J.E., (1992): Increased activity of a cationic peroxidase associated with an incompatible interaction between *Xanthomonas oryzae* pv *oryzae* and rice (*Oryza sativa*). Plant Physiol. 99, No 3. C, 1044-1050.
99. Renuga G., Paliwal K., (1995): Detoxification of SO₂ derivatives in chloroplasts of *Hardwickia binata*. J.Biosci. 20, No 1. C. 59-68.
100. Salopek B., Ljubešić N., (1994): The fine structure of pepper chromoplasts: The effect of bleaching herbicides. Acta. Bot. Croat. 53. C. 7-13.
101. Sarsenbaev K.N., Mezeiceva N.I., Kosaev M.N., (1983): Vlianie dvoukisi serii na aktivnost i komponenti sostav peroksidazi v listiev introduciruerni rastenii. Vses. Kon. Poteor. Osnovi introdukcii rast. Tez. Dokl. M. 242.
102. Sauerbeck, D., (1989): Der transfer von schwertallen in die pflanze. In: Beurteilung von schwermetallkontaminationen im boden, Vorträge der DECHEMA-Arbeits-gruppe „Bewertrung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz,“ DECHEME, Frankfrt/M, Deuschland, 281-316,
103. Савицкая Н.Н., (1976): Научн. Докл. Высш.Школль.Биол.Науки. No 2, C. 49.
104. Smith D. C., (1961): Lichenologist, I, 209.
105. Smith D. C., (1962): Biol. Rev., 37, 537.
106. Steveninck R.F., Babare A., Fernando D.R., Steveninck M.E., (1995): The binding of zinc, but not cadmium, by phytic acid in roots of crop plants. Struct. and Funct. Roots. C. 319-326.
107. Skupeń-Wysocka K., Cholewiński A., (1995): Wplyw fluorku na aktywność wybranych enzymów i zawartość barwników chloroplastowych w liściach grochu. Zesz. Nauk. Rol./AR. Szezecinie. No 60. C. 119-129.
108. Specher S.L., Stewart A.B., Brazil J.M., (1993): Peroxidase changes as indicators of herbicide induced stress in aquatic plants, J. Aquat. Plant. Manag. 31, No Jan. C, 45-50.
109. Stiborová M. Leblová S.,(1986): The effects of environmental pollutants on plants alcohol dehydrogenase., „Rast in kislorod stres.Tes. Medzunar. Silep. Po anaerobiozu rast.” Moskva. 9-13 sent., B.M. v.d. 32 - 33.
110. Stiborová M., Doubravová M., Leblová S.,(1986): Biochem. Physiol. Pflanzen, 181, 373 – 379.
111. Stoyanova D. P., Tchakalova E.S. (1993): Photosynthetica, 28, 63 – 74.
112. Stiborová M., Doubravová M., Brezinová A., Friedrich A., (1986): Effect of heavy metalions on growth and biochemical characteristics of fotosynthesis of barley (*Hordeum vulgare* L.). Photosynthetica, 20, No 4, 418-425.
113. Stiborová M., (1988): Cd jons effect the quaternary structure of ribulose-1,5-biphosphate carboxylase from barley leaves, Biochem and Physiol, Phlanz. 183. No 5. C. 371-378.

114. Taylor R. , (1996): Forms of capital and intrinsic values. *Chemosphere*, 33, 9, 1801.
115. Tipirdamaz R. and Baysal G., (2004): The effect of salinity on lipid peroxidation and some antioxidant enzyme activities in two cucumber cultivars. 3rd Balkan Symposium on Vegetables & Potatoes , Tyrkey, 22.
116. Trajković R., (1991): Biohemijske indikacije delovanja zagadjivača vazduha na biljke, Magistarska teza, PMF Skopje.
117. Trajković R.,(1995): Uticaj zagadjenja vazduha na neke biohemijske i fiziološke parametre kod biljaka u industrijskim zonama Kosovske Mitrovice i Obilića, doktorska disertacija.Prirodno-matematički fakultet, odsek Biologija, Univerzitet u Prištini.
118. Trajković R., Krsmanović M., Bogdanović-Dušanović G., Tošić S., (2005): Akumulacija i distribucija teških metala u tkivima i organima povrtarskih biljaka poreklom iz Leskovca. *EcoIst' 05, Ekološka istina, Bor*, 293-297,
119. Trites L.F., Bidwell R.G.S., (1987): Effects of acidie precipitation on benon plants. „Con” I. *Bot.* 65, No 6, 1121-1126.
120. Troll W. and Lindsley J.A., (1955): Photometric method for determination of proline. *Journal of Biological Chemistry* 215 , 655-660.
121. Vázquez M.D., Poschenrieder C., Barcelo J., (1987): *Ann. Bot.*, 9, 427 – 438.
122. Великова В., Узунова А., (1993): Влияние искусственного кислого дождя на механизм повреждения структуры и функций фотосинтетического аппарата молодых листовых деревьев. *Науч.-прак. конф. „Екол. Пробл. на земедел”* 38. No 1. С. 93-9.
123. Vergnano O., Gabriell R., (1987): The response of plants to heavy metals: organic acid production, „6 *Bot. Ital.*”, -121, No 3-4, 209-212.
124. Verhoturova G., S., Zajceva T. A., Postovalova V.M., (1990): Isplovanije fotosintetičkih i metaboličkih pokazateljev dlja ocenki sostojnija rastenij pri ustanovljenim vozdejstvija faktorov okružajušej sredi. *Prirodo – kompleks Tom. Obl. – Tomsk. S.*, 185 – 189.
125. Завьялова Н.С. (1991): Анатимия, физиол. и экол. лес. раст. :Матер, 26 Сес. Комис. им Л.А.Иванова, Петрозаводск, 26-28 февр. С, 53-57.
126. Шабала С.Н., Войнов О.А., (1994): Динамика физиологических характеристик растений как элемент системы экологического мониторинга. *Успехи соврем.биол.* 114, No 2. С. 144-159.
127. Wild A., Schmitt V., (1995): Diagnosis of damage to Norway spruce (*Picea abies*) through biochemical criteria. *Physiol. plant.* 93, No 2, С. 375-382.
128. Whitlov T., H., Bassuk N., L., Reichert D., L., (1992): A 3-year study of water relations of urban stret trees. *Journal of Applied Ecology* 29, 436 - 454.
129. Withman F., Blejdes D., Devlin R., (1971): *Experiments in Plant Physiology.* Van Nostrand Reinhold Compani, New York.

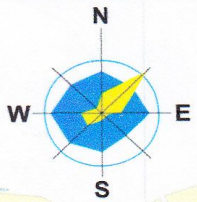
130. Wozny A., Stroinski A., Gwozdz E., (1990): Seria biologia 44, Uniw. im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, 29.

131. Wu L., Thurman A., Bradshaw D., (1975): *New Phytol.*, 75, 225 – 229.

ПРИЛОЗИ



ВРАЊЕ ПЛАН ГРАДА



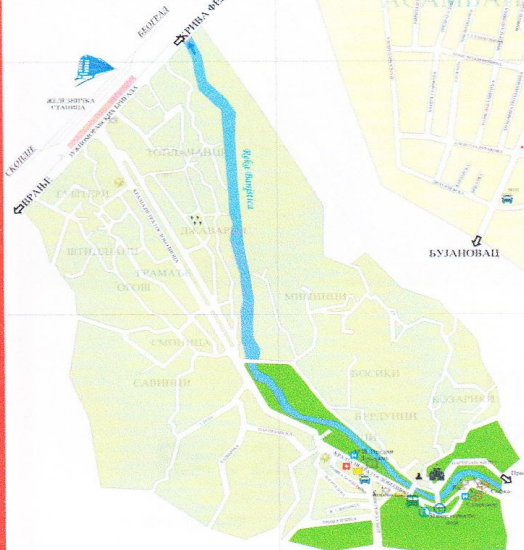
ЛЕГЕНДА:

- ЦРКВА
- СТОМПИЊИК
- МУЗЕЈ
- ИНФОРМАЦИЈЕ
- ПАРКОВИ
- АУТОБУСКА СТАНИЦА
- ВАТРОГАРИЦА
- МЕХОВИНСКА СТАНИЦА
- ТАДИ СТАНИЦА
- БЕЗЕВНСКА СТАНИЦА
- БИБЛИОТЕКА
- ПОЗОРИШТЕ
- ИНТЕРНЕТ СЕРВИС ПРОВАЈДЕР
- ПОСТА
- ТВ СТАНИЦА
- РАДИО СТАНИЦА
- ПОЛИЦИЈА
- МИЛНА ПОМОЋ
- АПОТЕКА
- БАНКА
- ПИХОТА
- РЕСТОРАН
- КАФЕ-БАР
- ПРЕВОЗНИШТЕ
- АУТО СЕРВИС

1
2
3
4
5
6
7

1
2
3
4
5
6
7

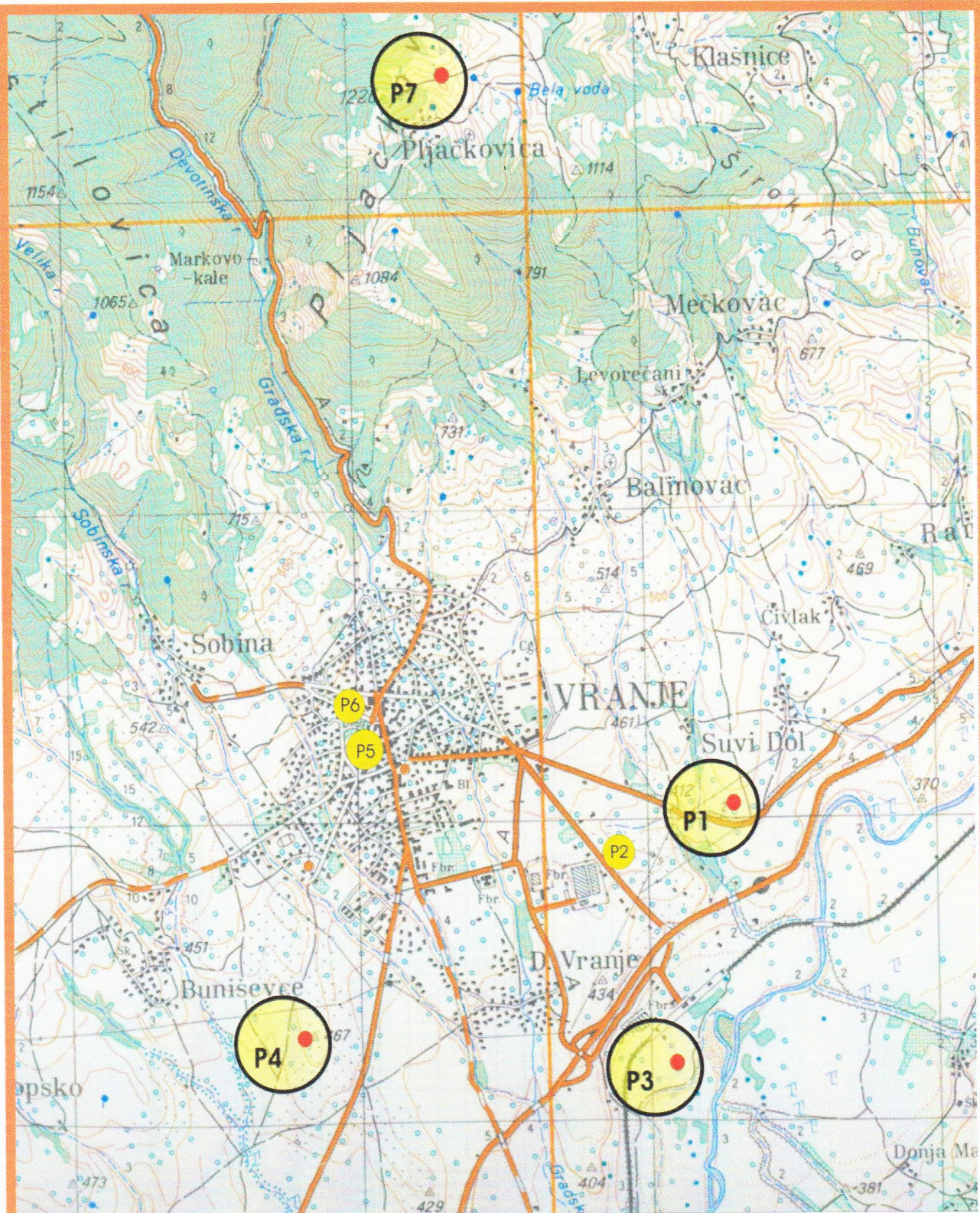
ВРАЊСКА БАЊА



ЛЕГЕНДА:

Локалитети:
 P 2 - Индустирска зона
 P 5 - Град (Учитељски факултет)
 P 6 - Град (парк)

СКОПЉЕ 92 км
 Граница прелаз ЧУКАРКА 45 км
 АЛЕКСАНДРОВАЧКО ЈЕЗЕРО



R=1: 25 000



ЛЕГЕНДА:

- | | |
|----------------------|-------------------------|
| P1-Суви Дол | P4- Бунушевац |
| P2- Индустриска зона | P5- Град (Уч. факултет) |
| P3- Аутопут Е75 | P6- Град (парк) |
| | P7- Пљачковица |

Таб.1. Средње месечне вредности измерених концентрација таложних материја н
територији Врања током 2000. године

| Broj | Nitriti mg/m ² /dan | Sulfati mg/m ² /dan | Nitrati mgN/m ² /dan | NH ₄ ⁺ mgN/m ² /dan | Ukupne taložne materije mg/m ² /dan | SO ₂ μg/m ³ | Čađ μg/m ³ |
|------|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|--|---|--------------------------------------|--------------------------|
| 1 | 0,008 | 7,28 | <0,26 | 0,018 | 134,33 | 14 | <8 |
| 2 | 0,044 | 12,09 | 0,871 | 0,513 | 48,73 | 19 | 28 |
| 3 | 0,001 | 5,090 | 0,144 | 0,055 | 76,330 | 48 | 21 |
| 4 | 0,005 | 76,206 | 0,268 | 0,617 | 424,563 | 61 | <8 |
| 5 | 0,045 | 13,598 | 0,069 | 0,278 | 189,466 | 128 | <8 |
| 6 | 0,001 | 16,631 | 30,814 | 0,689 | 855,208 | 15 | <8 |
| 7 | 0,001 | 55,240 | 10,85 | <0,02 | 696,76 | 89 | <8 |
| 8 | - | - | - | - | - | 122 | <8 |
| 9 | 0,004 | 134,22 | 7,510 | <0,041 | 672,992 | 152,5 | <8 |
| 10 | 0,002 | 52,478 | <0,032 | 0,522 | 237,764 | 125 | <8 |
| 11 | 0,005 | 13,928 | 0,218 | 0,532 | 760,773 | 32 | <8 |
| 12 | 0,003 | 9,243 | 2,552 | 0,324 | 162,534 | 68 | 19 |
| Σ | 0,004 | 13,927 | 0,268 | 0,324 | 237,764 | 64,5 | <8 |

Таб.2. Средње месечне вредности измерених концентрација таложних материја на територији Врања током 2001. године

| Broj | Nitriti mg/m ² /dan | Sulfati mg/m ² /dan | Nitrati mgN/m ² /dan | NH ₄ ⁺ MgN/m ² /dan | Ukupne taložne materije mg/m ² /dan | SO ₂ μg/m ³ | Čađ μg/m ³ |
|------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|---|---|--------------------------------------|--------------------------|
| 1 | <0.001 | 39.628 | 0.556 | <0.015 | 68.598 | 10 | <8 |
| 2 | <0.004 | 205.856 | <0.707 | 0.131 | 357.048 | <3 | <8 |
| 3 | <0.002 | 14.832 | 0.402 | 0.417 | 133.282 | 50 | <8 |
| 4 | 0.026 | 42.310 | 2.419 | 0.264 | 97.829 | 33.50 | <8 |
| 5 | <0.002 | 309.36 | 58.71 | 1.33 | 1036.96 | <3 | <8 |
| 6 | 0.010 | 443.275 | 19.823 | 0.150 | 1100.604 | 27.5 | <8 |
| 7 | 0.004 | 310.1 | 1.27 | 0.819 | 883.54 | 37 | <8 |
| 8 | 0.005 | 240.62 | 14.320 | 0.085 | 559.73 | <3 | <8 |
| 9 | 0.028 | 7.931 | 0.639 | 0.227 | 21.115 | 21 | 9 |
| 10 | 0.010 | 87.056 | 0.103 | 0.330 | 335.789 | <3 | <8 |
| 11 | 1.175 | 88.182 | 0.05 | 1.707 | 513.252 | 5 | 9 |
| 12 | 0.016 | 31.344 | 0.777 | 0.653 | 15.306 | <3 | <8 |
| Σ | 0.005 | 87.619 | 0.666 | 0.297 | 234.535 | 7.5 | <8 |

Таб.3. Средње месечне вредности измерених концентрација таложних материја на територији Брања током 2002. године (урбана зона)

| Broj | Nitriti mg/m ² /dan | Sulfati mg/m ² /dan | Nitrati mgN/m ² /dan | NH ₄ ⁺ mgN/m ² /dan | Ukupne taložne materije mg/m ² /dan | SO ₂ μg/m ³ | Čađ μg/m ³ |
|------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|---|---|--------------------------------------|--------------------------|
| 1 | 0.049 | 13.85 | 3.95 | 0.76 | 73.23 | 6 | <8 |
| 2 | 0.11 | 15.18 | 0.60 | 0.17 | 114.71 | 10 | <8 |
| 3 | 0.044 | 51.04 | 0.769 | 0.117 | 31.07 | 10 | <8 |
| 4 | 0.057 | 41.26 | 1.43 | 0.64 | 131.29 | 12.5 | <8 |
| 5 | 0.050 | 318.83 | 1.13 | 3.30 | 42.73 | 6 | <8 |
| 6 | <0.034 | 161.59 | 2.44 | 0.26 | 518.66 | <3 | <8 |
| 7 | 0.038 | 100.3 | 1.04 | 0.26 | 343.17 | <3 | <8 |
| 8 | < 0.04 | 97.60 | 4.94 | 0.144 | 150.41 | <3 | <8 |
| 9 | 0.02 | 225.33 | 5.75 | 0.03 | 69.20 | <3 | <8 |
| 10 | 0.03 | 218.42 | 0.60 | 0.22 | 3.83 | <3 | <8 |
| 11 | 0.01 | 28.04 | 12.56 | 1.87 | 63.89 | 5 | <8 |
| 12 | 0.11 | 41.73 | 0.23 | 0.62 | 138.50 | <3 | <8 |
| Σ | 0.038 | 41.73 | 1.13 | 0.26 | 73.23 | <3 | <8 |

Таб.4. Средње месечне вредности измерених концентрација таложних материја на територији Врања током 2002. године (индустријска зона)

| Broj | Nitriti mg/m ² /dan | Sulfati mg/m ² /dan | Nitrati mgN/m ² /dan | NH ₄ ⁺ mgN/m ² /dan | Ukupne taložne materije mg/m ² /dan | SO ₂ μg/m ³ | Čađ μg/m ³ |
|------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|---|---|--------------------------------------|--------------------------|
| 1 | 0.023 | 161.25 | 19.74 | 4.00 | 235.90 | <3 | <8 |
| 2 | 0.09 | 34.46 | 1.05 | 0.23 | 55.15 | 9 | 24 |
| 3 | 0.097 | 67.20 | 13.780 | 0.835 | 68.04 | 18 | <8 |
| 4 | 0.09 | 19.95 | 1.03 | 0.42 | 70.77 | 20.5 | <8 |
| 5 | 0.012 | 155.45 | 0.026 | 0.316 | 9.42 | 9 | <8 |
| 6 | 0.016 | 98.06 | 1.29 | 0.10 | 338.66 | <3 | <8 |
| 7 | 0.037 | 185.54 | 6.37 | 0.16 | 399.86 | <3 | <8 |
| 8 | 0.02 | 14.52 | 6.70 | 0.134 | 412.42 | <3 | <8 |
| 9 | 0.039 | 23.44 | 0.16 | 0.03 | 13.70 | <3 | <8 |
| 10 | 0.01 | 118.66 | 0.05 | 0.32 | 8.38 | <3 | <8 |
| 11 | 0.56 | 28.06 | 2.12 | 0.50 | 5.63 | <3 | <8 |
| 12 | 0.01 | 26.11 | 0.11 | 0.17 | 18.21 | 6 | <8 |
| Σ | 0.023 | 34.46 | 1.05 | 0.32 | 55.15 | 5.21 | <8 |

Таб.5. Средње месечне вредности измерених концентрација таложних материја на територији Брања током 2003. године (урбана зона)

| Broj | Nitriti mg/m ² /dan | Sulfati mg/m ² /dan | Nitrati mgN/m ² /dan | NH ₄ ⁺ mgN/m ² /dan | Ukupne taložne materije mg/m ² /dan | SO ₂ μg/m ³ | Čađ μg/m ³ |
|------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|---|---|--------------------------------------|--------------------------|
| 1 | 0.02 | 28.15 | 17.79 | 0.28 | 23.52 | 5 | <8 |
| 2 | 0.04 | 28.62 | 4.47 | 3.24 | 50.54 | 5 | <8 |
| 3 | 0.080 | <6 | 8 | 0.80 | 65.64 | 5 | <8 |
| 4 | 0.006 | 24.95 | 0.84 | 2.24 | 88.51 | <3 | <8 |
| 5 | 0.01 | 153.08 | 1.67 | 3.18 | 571.82 | <3 | <8 |
| 6 | 0.008 | 86.35 | 0.08 | 3.53 | 203.97 | 5 | <8 |
| 7 | 0.04 | 61.96 | 3.50 | 0.10 | 502.37 | <3 | <8 |
| 8 | 0.04 | 93.65 | 13.97 | 2.35 | 343.91 | <3 | <8 |
| 9 | 0.003 | 48.37 | 8.33 | 1.42 | 431.40 | 5 | <8 |
| 10 | 0.03 | 28.52 | 0.68 | 1.91 | 119.91 | <3 | <8 |
| 11 | 0.07 | 22.61 | 15.64 | 0.80 | 89.14 | 8.5 | <8 |
| 12 | 0.21 | 40.40 | 2.06 | 0.034 | 33.89 | 36.5 | <8 |
| Σ | 0.01 | 40.40 | 8.33 | 1.42 | 119.91 | 5.83 | <8 |

Таб.6. Средње месечне вредности измерених концентрација таложних материја на територији Врања током 2003. године (индустријска зона)

| Broj | Nitriti mg/m ² /dan | Sulfati mg/m ² /dan | Nitrati mgN/m ² /dan | NH ₄ ⁺ mgN/m ² /dan | Ukupne taložne materije mg/m ² /dan | SO ₂ µg/m ³ | Čađ µg/m ³ |
|------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|---|---|--------------------------------------|--------------------------|
| 1 | 0.06 | 32 | 8.77 | 0.29 | 30.43 | 7.5 | <8 |
| 2 | 0.05 | 116.01 | 4.56 | 6.97 | 31.12 | 10 | <8 |
| 3 | - | - | - | - | - | 5 | 11 |
| 4 | 0.37 | 176.66 | 0.42 | 8.83 | 320.14 | <3 | <8 |
| 5 | 0.03 | 97.31 | 0.30 | 0.67 | 48.94 | <3 | <8 |
| 6 | 0.007 | 109.79 | 1.08 | 1.66 | 454.20 | 5 | <8 |
| 7 | 0.04 | 254.87 | 18.18 | 6.12 | 1183.48 | <3 | <8 |
| 8 | 0.15 | 105.32 | 76.22 | 8.55 | 318.57 | <3 | <8 |
| 9 | 0.009 | 300.90 | 32.90 | 7.83 | 917.31 | 8 | 15 |
| 10 | 0.04 | 16.65 | 0.37 | 1.37 | 114.75 | <3 | 8.61 |
| 11 | 0.17 | 22.59 | 14.38 | 0.73 | 55.23 | 43.5 | <8 |
| 12 | 0.02 | 11.49 | 1.38 | 0.21 | 54.80 | 56.5 | 18.5 |
| Σ | 0.04 | 97.31 | 4.56 | 3.53 | 318.57 | 11.29 | <8 |