

Prostorna varijabilnost kemijskih značajki tla u parku Maksimir

Mičić, Petra

Master's thesis / Diplomski rad

2023

Degree Grantor / Ustanova koja je dodijelila akademski / stručni stupanj: **University of Zagreb, Faculty of Agriculture / Sveučilište u Zagrebu, Agronomski fakultet**

Permanent link / Trajna poveznica: <https://um.nsk.hr/um:nbn:hr:204:119915>

Rights / Prava: [In copyright](#) / [Zaštićeno autorskim pravom.](#)

Download date / Datum preuzimanja: **2024-09-28**



Repository / Repozitorij:

[Repository Faculty of Agriculture University of Zagreb](#)



SVEUČILIŠTE U ZAGREBU
AGRONOMSKI FAKULTET

**PROSTORNA VARIJABILNOST KEMIJSKIH
ZNAČAJKI TLA U PARKU MAKSIMIR**

DIPLOMSKI RAD

Petra Mičić

Zagreb, rujan, 2023.

**SVEUČILIŠTE U ZAGREBU
AGRONOMSKI FAKULTET**

Diplomski studij:

Agroekologija

**PROSTORNA VARIJABILNOST KEMIJSKIH
ZNAČAJKI TLA U PARKU MAKSIMIR**

DIPLOMSKI RAD

Petra Mičić

Mentor:

izv. prof. dr. sc. Aleksandra Perčin

Zagreb, rujan, 2023.

**SVEUČILIŠTE U ZAGREBU
AGRONOMSKI FAKULTET**

**IZJAVA STUDENTA
O AKADEMSKOJ ČESTITOSTI**

Ja, **Petra Mičić**, JMBAG 0178116444, rođen/a 12.07.1998. u Zagrebu,
izjavljujem da sam samostalno izradila/izradio diplomski rad pod naslovom:

**PROSTORNA VARIJABILNOST KEMIJSKIH ZNAČAJKI TLA U PARKU
MAKSIMIR**

Svojim potpisom jamčim:

- da sam jedina autorica/jedini autor ovoga diplomskog rada;
- da su svi korišteni izvori literature, kako objavljeni tako i neobjavljeni, adekvatno citirani ili parafrazirani, te popisani u literaturi na kraju rada;
- da ovaj diplomski rad ne sadrži dijelove radova predanih na Agronomskom fakultetu ili drugim ustanovama visokog obrazovanja radi završetka sveučilišnog ili stručnog studija;
- da je elektronička verzija ovoga diplomskog rada identična tiskanoj koju je odobrio mentor;
- da sam upoznata/upoznat s odredbama Etičkog kodeksa Sveučilišta u Zagrebu (Čl. 19).

U Zagrebu, dana _____

Potpis studenta / studentice

**SVEUČILIŠTE U ZAGREBU
AGRONOMSKI FAKULTET**

**IZVJEŠĆE
O OCJENI I OBRANI DIPLOMSKOG RADA**

Diplomski rad studenta/ice Petre Mičić, JMBAG 0178116444, naslova

**PROSTORNA VARIJABILNOST KEMIJSKIH ZNAČAJKI TLA U PARKU
MAKSIMIR**

obranjen je i ocijenjen ocjenom _____, dana _____

Povjerenstvo:

potpisi:

1. Izv.prof.dr.sc. Aleksandra Perčin mentor _____
2. Prof.dr.sc. Aleksandra Bensa član _____
3. Doc.dr.sc. Marina Bubalo Kovačić član _____

Zahvala

Veliku zahvalnost prvenstveno dugujem svojoj mentorici izv.prof.dr.sc. Aleksandri Perčin koja je prihvatila mentorstvo. Hvala na svim materijalima za pisanje diplomskog rada, hvala na prenesenom znanju i svim savjetima koji su utjecali na pisanje rada. Također zahvaljujem i na odvojenom vremenu, strpljenju te vlastitom iskustvu za sva moja pitanja i nedoumice postavljene tijekom pisanja rada.

Zahvaljujem se i doc.dr.sc. Marini Bubalo Kovačić za pomoć i izradu kartografskih prikaza varijabilnosti utvrđenih kemijskih značajki tla.

Zahvaljujem se svojoj obitelji koja me uvijek podržava pa tako i kroz godine studiranja.

Sadržaj

1. Uvod.....	1
1.1. Cilj istraživanja.....	2
2. Pregled literature.....	3
2.1. Gradski parkovi.....	3
2.2. Urbana tla	6
2.3. Utjecaj prometa i ljudskih aktivnosti na tlo i vegetaciju.....	7
3. Materijali i metode	11
3.1. Lokacija i uvjeti istraživanja	11
3.2. Uzorkovanje tla	11
3.3. Laboratorijsko istraživanje.....	13
3.4. Statistička obrada podataka	14
4. Rezultati.....	15
4.1. Prostorna varijabilnost reakcije tla na području Parka Maksimir	15
4.2. Prostorna varijabilnost sadržaja humusa u tlu na području Parka Maksimir ..	17
4.3. Prostorna varijabilnost ukupnog dušika u tlu na području Parka Maksimir.....	18
4.4. Prostorna varijabilnost ukupnog sumpora u tlu na području Parka Maksimir .	20
4.5. Prostorna varijabilnost ukupnog olova u tlu na području Parka Maksimir	21
4.6. Prostorna varijabilnost ukupnog cinka u tlu na području Parka Maksimir.....	23
4.7. Prostorna varijabilnost ukupnog bakra u tlu na području Parka Maksimir	25
4.8. Prostorna varijabilnost ukupnog kroma u tlu na području Parka Maksimir	26
5. Zaključak	29
6. Literatura	30
Životopis	35

Sažetak

Diplomskog rada studenta/ice **Petre Mičić** naslova:

Prostorna varijabilnost kemijskih značajki tla u parku Maksimir

Cilj ovog diplomskog rada bio je utvrditi prostornu varijabilnost kemijskih značajki tla (pH vrijednost, sadržaj humusa, ukupnog dušika i sumpora, kroma, bakra, olova i cinka) na području Parka Maksimir. Uzorkovanje je provedeno u kolovozu 2022. godine na 12 lokacija unutar parka na dubini od 0-30 cm. Ciljane kemijske značajke tla utvrđene su standardnim laboratorijskim metodama, a za prikaz prostorne varijabilnosti značajki tla i izradu kartografskih prikaza korištena je deterministička prostorna interpolacijska tehnika Inverse Distance Weighting (IDW). Rezultati ukazuju da je tlo Parka Maksimir jako kisele do alkalne reakcije. Kiselo tlo prevladava u sjevernom šumskom dijelu parka, dok je alkalno tla smješteno u južnom dijelu parka u blizini prometnica. Sadržaj humusa ukazuje da je tlo u Parku dosta (3,9 %) do vrlo jako humozno (13,7 %) te dobro (0,168 %) do vrlo bogato (0,562 %) opskrbljeno ukupnim dušikom. Količina ukupnog sumpora na području Parka varirala je od 0,074 % do 0,119 % s prosječnom vrijednošću od 0,094 % i koeficijentom varijacije od 11,9 %. Sadržaj akumuliranih metala u prosjeku je iznosio 48,3 mg Pb/kg, 97,8 mg Zn/kg, 32,1 mg Cu/kg, 97,9 mg Cr/kg. Na svim promatranim lokacijama u Parku sadržaj olova i bakra bio je ispod prepisanih MDK vrijednosti, dok je u sjevernim dijelovima parka s kiselom reakcijom tla sadržaj cinka i kroma premašio propisane MDK vrijednosti (60 mg Zn/kg i 40 mg Cr/kg) u rasponu od 63,0-114,0 mg Zn/kg i 88,0-99,5 mg Cr/kg.

Ključne riječi: gradski park, spomenik parkovne arhitekture, kakvoća tla, teški metali

Summary

Of the master's thesis – student **Petra Mičić**, entitled

Spatial variability of soil chemical properties in Maksimir Park

The aim of this thesis was to determine the spatial variability of soil chemical characteristics (pH value, organic matter content, total nitrogen and sulphur, chromium, copper, lead and zinc content) in the Maksimir park located in Zagreb. Soil sampling was carried out in August 2022 at 12 locations at a depth of 0-30 cm. The selected soil chemical properties were determined by standard laboratory methods, and the deterministic spatial interpolation technique Inverse Distance Weighting (IDW) was used to display the spatial variability of the soil properties. The results indicate that the soil of Maksimir Park is highly acidic to alkaline. Acidic soil predominates in the northern forest part of the park, while alkaline soil is located in the southern part of the park near roads. The organic matter content indicates that the soil in the Park is quite (3.9%) to very highly supplied (13.7%) by organic matter, as well as good (0.168%) to very rich (0.562 %) supplied with total nitrogen. The amount of total sulfur in the Park varied from 0.074% to 0.119% with an average value of 0.094% and a coefficient of variation of 11.9%. The average content of accumulated metals was 48.3 mg Pb/kg, 97.8 mg Zn/kg, 32.1 mg Cu/kg, 97.9 mg Cr/kg. In all observed locations in the Park, the content of lead and copper was below the prescribed threshold values, while in the northern parts of the park with an acidic soil reaction, the zinc and chromium content exceeded the prescribed threshold values (60 mg Zn/kg and 40 mg Cr/kg) in the range from 63.0-114.0 mg Zn/kg and 88.0-99.5 mg Cr/kg.

Key words: urban park, a monument of the park design architecture, soil quality, heavy metals

1. Uvod

Zbog sve veće urbanizacije odnosno prenamjene seoskih naselja u gradska, porasta broja gradskog stanovništva te širenja gradskog načina života potreba za "bijegom" u prirodu postaje sve veća. Upravo takav primjer prisutan je u glavnom gradu Republike Hrvatske, Zagrebu. Prema popisu stanovništva iz 2021. godine u gradu Zagrebu živi oko 760.000 stanovnika (Državni zavod za statistiku, Popis 2021.).

Parkovi, gradske šume i javni vrtovi dio su gradske zelene infrastrukture. Oni pružaju sve važne usluge ekosustava, ublažavaju učinak toplinskih otoka, pridonose smanjenju onečišćenje zraka i omogućuju stanište biljnim i životinjskim vrstama, ali su i prostor za rekreaciju gradskom stanovništvu (Larondelle i Lauf, 2016.).

Prema Zakonu o zaštiti prirode (NN 80/13) u Hrvatskoj postoji devet kategorija prostorne zaštite prirodnih vrijednosti:

1. strogi rezervat
2. nacionalni park
3. posebni rezervat
4. park prirode
5. regionalni park
6. spomenik prirode
7. značajni krajobraz
8. park šuma
9. spomenik parkovne arhitekture.

Spomenik parkovne arhitekture je umjetno oblikovani prostor (perivoj, botanički vrt, arboretum, gradski park) koji ima estetsku, stilsku, umjetničku, kulturno-povijesnu i odgojno-obrazovnu vrijednost (NN 80/13). Park Maksimir pripada upravo toj kategoriji. Ciljevi i zadaće zaštite prirode, uključivo i one u spomenicima parkovne arhitekture, su: očuvati i/ili obnoviti bioraznolikost, krajobraznu raznolikost i georaznolikost u stanju prirodne ravnoteže i usklađenih odnosa s ljudskim djelovanjem; utvrditi i pratiti stanje prirode i osigurati sustav zaštite prirode radi njezina trajnog očuvanja; osigurati održivo korištenje prirodnih dobara bez bitnog oštećivanja dijelova prirode i uz minimalno narušavanje ravnoteže njezinih sastavnica; pridonijeti očuvanju prirodnosti tla, očuvanju kakvoće, količine i dostupnosti vode, mora; pridonijeti očuvanju atmosfere i proizvodnji kisika te očuvanju klime kao i spriječiti ili ublažiti štetne zahvate ljudi i poremećaje u prirodi kao posljedicu tehnološkog razvoja i obavljanja raznih ljudskih djelatnosti (NN 80/13).

Park Maksimir koji je izvorno nastao na rubnim dijelovima Zagreba krajem 18. i u prvoj polovici 19. stoljeća, danas je u cijelosti okružen gradskim naseljima. Bio je među prvim javnim parkovima u jugoistočnoj Europi. Osnivač parka je Maksimilijan Vrhovac koji je na mjestu stare biskupske šume odlučio građanima pokloniti park za odmor. Po njemu je Maksimir dobio i ime, Maksimilijanov mir, odnosno skraćeno Maksimir. Nakon njegove smrti oblikovanje Maksimira nastavili su biskup Aleksandar

Alagović i nadbiskup Juraj Haulik koji ga je na kraju i dovršio. Vlasništvo Maksimira podijeljeno je na tri subjekta: Grad Zagreb, Šumarski fakultet i Agronomski fakultet. Grad Zagreb osnivač je „Javne ustanove Maksimir“ čija je djelatnost zaštita, održavanje, očuvanje te osiguravanje održivog korištenja prirodnih dobara u Parku. Šumarski fakultet obavlja nadzor nad šumama, a Agronomski fakultet vodi gospodarske zgrade (JU Maksimir, 2023.).

Zbog lokacije parka, blizine prometnica i naselja, onečišćenje prirode i okoliša Parka Maksimir je nezaobilazno. Prema podacima sa službene stranice parka, broj posjetitelja u 2020. godini iznosio je 2 168 576, najviše kroz mjesec: travanj, svibanj, lipanj, rujanj i listopad (JU Maksimir, 2023.). Uvažavajući činjenicu da tla gradskih parkova imaju značajnu ekološku regulacijsku ulogu, monitoring takvih tala od iznimne je važnosti. Mnoge ljudske rekreacijske aktivnosti, različit pokrov tla (drveće, grmlje, kora, travnjaci) i izloženost prometnicama mogu podijeliti područje gradskog parka na manje fragmente različite po svojim mikrookolinskim uvjetima koji mogu doprinijeti varijabilnosti kemijskih značajki tla (Bonilla-Bedoya i sur., 2021.) stoga je praćenje kvalitete ovih tala od iznimne važnosti kako bi se pravovremenim mjerama očuvala kvaliteta tala u gradskim parkovima.

1.1. Cilj istraživanja

Cilj ovog istraživanja bio je utvrditi prostornu varijabilnost kemijskih značajki tla (reakcija tla, sadržaj humusa, sumpora, dušika, kroma, bakra, olova i cinka) na području parka Maksimir.

2. Pregled literature

2.1. Gradski parkovi

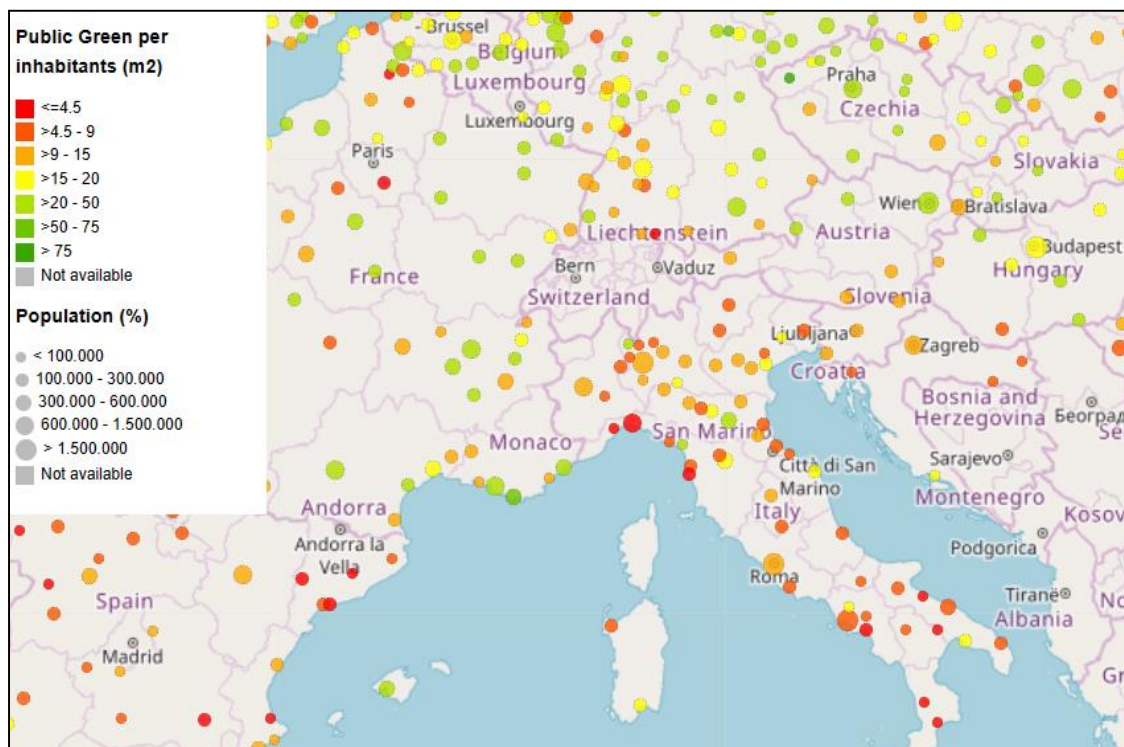
Zelene površine funkcioniraju kao zaštitni centar za reprodukciju vrsta i očuvanje biljaka, tla i kvalitete vode. Urbane zelene površine povezuju urbana i ruralna područja. Oni pružaju vizualno olakšanje, sezonsku promjenu i vezu s prirodnim svijetom (Francis, 1997.). Funkcionalna mreža zelenih površina važna je za održavanje ekoloških aspekata održivog urbanog krajolika, sa zelenim stazama i biljnim vrstama koje su prilagođene lokalnim uvjetima i koje zahtijevaju minimalne troškove održavanja (Loures i sur., 2007.). Urbani parkovi, zbog često visoke razine raznolikosti staništa i heterogenosti mikrostaništa, mogu predstavljati posebno važne žarišne točke za biološku raznolikost u gradskom krajoliku, iako je njihova primarna uloga rekreacijska (Cornelis i Hermy, 2004.).

U usporedbi s ruralnim područjima, razlike u rasporedu oborine i temperaturi značajno su izraženije u urbanim područjima. Sunčevo zračenje, temperatura zraka, brzina vjetra i relativna vlažnost značajno variraju zbog izgrađenosti gradova. Primjena vegetacije kao mjere smanjenja troškova uporabe energije za hlađenje gradova sve se više prepoznaje kao isplativa investicija što uzročno utječe na učestalo povećanje zelenih površina i sadnju drveća u gradovima s umjerenom klimom (Heidt i Neef, 2008.). Najčešći izvori onečišćenja u gradovima su kemikalije različitog podrijetla te čestice i biološki materijali koji se pojavljuju u obliku krutine, kapljica ili plinova. Onečišćenje zraka i buka česta je pojava u urbanim područjima, a najčešće su uzrokovani mnogobrojnim motornim vozilima. Tom vrstom onečišćenja najviše su pogođena djeca, starije osobe i osobe s respiratornim problemima (Sorensen i sur., 1997.). Urbano ozelenjivanje može izravno smanjiti onečišćenje zraka i to djelovanjem vegetacije koja "zarobi" čestice prašine i dima. Istraživanja su pokazala da se u prosjeku 85 % onečišćenja u zraka prisutnog u parku može učinkovito filtrirati prisutnom vegetacijom, što je itekako važan podatak jer spomenuta onečišćenja mogu uzrokovati zdravstvene probleme ljudima koji žive i provode vrijeme u urbanim područjima (Bolund i Hunhammar, 1999.).

Istraživanja ukazuju i da se razina stresa kod ljudi koji su vrijeme proveli u prirodnom okruženju brzo smanjila u usporedbi s ljudima koji vrijeme provode u urbanom okruženju. Uz to, pacijenti u bolnicama čije su sobe usmjerene prema parku i do 10 % se brže oporave i za 50 % manje su primali jake lijekove za ublažavanje bolova u usporedbi s pacijentima čije su sobe bile okrenute prema drugim okolnim zgradama. Ovo je jasan pokazatelj da urbane zelene površine mogu povećati fizičku i psihičku dobrobit građana urbanih sredina (Bolund i Hunhammar, 1999.). Park Maksimir posjeduje estetsku, stilsku, umjetničku, kulturno-povijesnu, odgojno-obrazovnu te rekreacijsku vrijednost. Estetske dobrobiti odnose se na doživljaj različitih boja, strukture, oblika i gustoće drvenaste vegetacije. Velik dio estetskog iskustva subjektivne je prirode i ima utjecaja na mentalno i emocionalno stanje ljudi (Kaplan i Kaplan, 1989.).

Područja grada s dovoljno zelenila estetski su ugodna i privlačna kako stanovnicima tako i investitorima. Postoje vrlo jaki dokazi da zelene površine i krajobrazno uređenje povećavaju vrijednost nekretnina, između 5 % i 15 % ovisno o vrsti projekta (Heidt i Neef, 2008.).

Maes i sur. (2019.) proveli su istraživanje o udjelu urbanih i zelenih površina u gradovima na području Europe (Slika 2.1.1.). U navedeno istraživanje bilo je uključeno i pet gradova iz Hrvatske: Zagreb, Split, Osijek, Rijeka i Slavonski Brod.



Slika 2.1.1. Zelene površine u europskim gradovima po stanovniku
Izvor: Maes i sur., 2019

Zagreb je u trenutku provedbe istraživanja, prema Statističkom uredu Europskih zajednica, imao 806.341 stanovnika, i za svakog stanovnika prema istraživanju Maesa i sur. (2019.) grad Zagreb raspolaže s 12,7 m² zelenih površina. Split je prema Državnom zavodu za statistiku u periodu istraživanja imao oko 180.000 stanovnika, a što ukazuje da "zelena površina" u tom gradu po stanovniku iznosi 19,07 m². Rijeka kao treći grad po veličini u Hrvatskoj ima 110.00 stanovnika i 8,22 m² zelene površine po stanovniku. U Osijeku je u trenutku istraživanja živjelo oko 100.00 ljudi što je razmjerno 8,70 m² zelene površine po stanovniku. Slavonski brod s nešto više od 50.000 stanovnika ima na raspolaganju 5,30 m² zelenih površina po stanovniku. Od istraživanih gradova u Hrvatskoj Split ima najviše zelenih površina po stanovniku, slijede Zagreb, Osijek, Rijeka i Slavonski Brod. U Europi prema istom istraživanju gradovi koji prednjače u zelenim površina po stanovniku su: Tampere (Švedska) 113,47 m², Oulu (Finska) s 105,41 m² i Kaunas (Litva) s 73,81 m². Zagrebu su po raspoloživosti zelenih površina po stanovniku slični: Ljubljana (10,73 m²), Rim (13,61 m²), Padova (10,04 m²), Torino (13,95 m²) i Graz (11,33 m²).

Prema istom istraživanju uspoređujući glavne gradove zemalja članica Europske unije uočava se da glavni grad Litve (Vilnius) raspolaže s 56,22 m² zelenih površina po stanovniku, a slijede ga Riga (Latvija) s 42,07 m² i Stockholm (Švedska) 41,61 m² (tablica 2.1.1.). S najmanje zelenih površina raspolaže Valletta glavni grad Malte (4,86 m²).

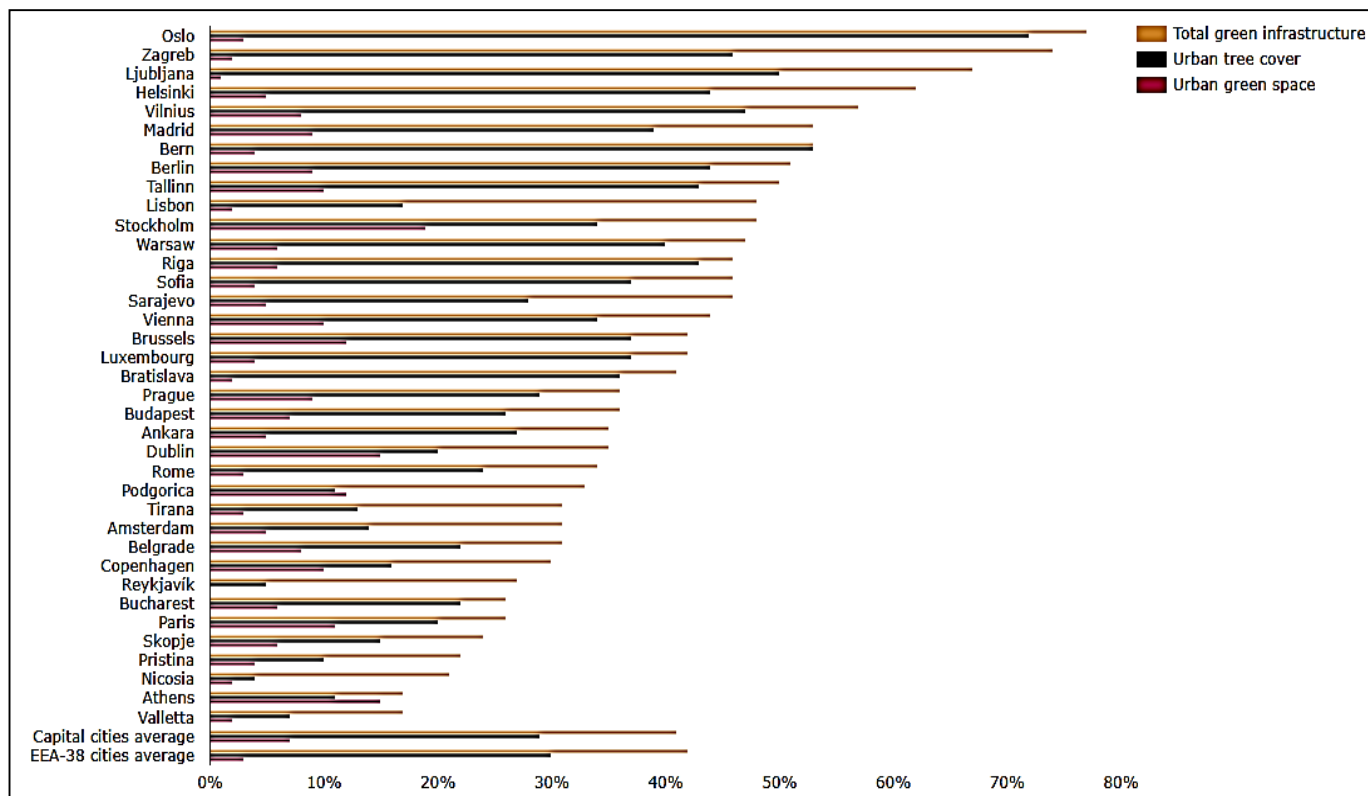
Tablica 2.1.1. Zelene površine u glavnim gradovima zemalja Europske Unije

Država	Glavni grad	Zelena površina po stanovniku (m²)
Austrija	Beč	21,59
Belgija	Bruxelles	15,02
Bugarska	Sofija	14,4
Češka	Prag	35,71
Cipar	Nikozija	12,98
Danska	Kopenhagen	25,34
Estonija	Tallinn	40,51
Hrvatska	Zagreb	12,7
Irska	Dublin	32,99
Italija	Rim	13,61
Latvija	Riga	42,07
Litva	Vilnius	56,22
Luksemburg	Luxembourg	19,31
Mađarska	Budimpešta	16,61
Malta	Valletta	4,86
Njemačka	Berlin	22,73
Poljska	Varšava	28,44
Portugal	Lisabon	9,6
Rumunjska	Bukurešt	7,11
Slovačka	Bratislava	13,82
Slovenija	Ljubljana	10,73
Švedska	Stockholm	41,61

Izvor: Maes i sur. (2019.)

Europska Agencija za okoliš (EEA, 2022.) provela je slično istraživanje u 2022. godini, pri čemu je utvrđen postotak ukupne zelene infrastrukture, urbanog zelenog prostora i urbanog drveća na području 37 glavnih gradova Europe, uključujući i Tursku kao euro-azijsku državu (slika 2.1.2.). Rezultati ovog istraživanja ukazuju da Zagreb iako po broju stanovnika ne raspolaže sa dostatnim zelenim površinama po stanovniku, ipak s ukupnom zelenom infrastrukturom na području cijeloga grada prednjači među Europskim gradovima. Samo Oslo (glavni grad Norveške) ima više

ukupnih zelenih površina nego Zagreb. Iza Zagreba slijede: Ljubljana, Helsinki, Vilnius, Madrid i Bern koji uz Oslo ima najviše zelenih površina pokrivenih drvećem.



Slika 2.1.2. Prikaz postotak ukupne zelene infrastrukture, zelenih urbanih područja i drveća u 37 glavnih gradova Europe (uključujući i Tursku)
Izvor: EEA (2022.)

2.2. Urbana tla

Termin "urbano tlo" prvi put je upotrijebio Zemlyanitsky 1963. godine kako bi opisao karakteristike tala smještenih u urbanim područjima.

Craul (1992.) je urbano tlo definirao kao "materijal tla koji ima nepoljoprivredni, umjetno stvoren površinski sloj deblji od 50 cm koji je nastao miješanjem, nasipavanjem ili kontaminacijom površine zemlje u urbanim i prigradskim područjima".

Tla u urbanim i prigradskim područjima transformirana su ljudskim aktivnostima. Karakterizira ih jaka prostorna heterogenost koja proizlazi iz različitih unosa egzogenih materijala i miješanja matičnog supstrata tla. Evolucijom urbanih tala upravljaju isti čimbenici kao i prirodnim tlima, ali ljudski faktor nameće izuzetno brze cikluse transformacije u usporedbi s onima koji su dominantni u prirodnim uvjetima (Morel i sur., 2005.).

U urbanim sredinama, tla su "stvorena" tijekom procesa urbanizacije i čini se da je djelovanje čovjeka odlučujući faktor koji kontrolira njihovo "stvaranje" i evoluciju (Craul, 1985.; Bullock i Gregory, 1991.)

Takva tla predstavljaju potporu za infrastrukturu (zgrade, ceste, željeznice, parkirališta, mostove), materiju kroz koju se provode kablovi (struja, telefon, televizija)

i cijevi različitih veličina i sastava (pitka voda, otpadna voda, plin), te supstrat za biljke (drveće uz ulice, drveće u javnim parkovima te ukrasno i jestivo bilje u gradskim i privatnim vrtovima). Također se koriste za poljoprivredne (hortikultura, prigradska poljoprivreda, vrtlarstvo) i industrijske (zgrade, rudarstvo, odlaganje industrijskog otpada) proizvodne aktivnosti te za rekreaciju (stadioni, igrališta). Stoljećima su područja oko stambenih područja korištena za nabavu građevinskog materijala i odlaganje kućnog otpada (Morel i sur., 2005.).

Od 1990-ih, sve više zabrinutosti pridaje se urbanim tlima na globalnoj razini, budući da je urbanizacija doprinijela značajnim izmjenama fizikalnih, kemijskih i bioloških značajki urbanih tala (De Kimpe i Morel, 2000.). Većina tala u urbanim sredinama imaju manjak glavnih nutritivnih elemenata kao što su N, P, K (Schwartz i sur., 2015.). Zbog svoje niske poljoprivredne vrijednosti, urbana tla potrebna za održavanje visoke produktivnosti biljaka općenito se saniraju nasipavanjem gornjeg sloja tla, površinski obrađenog i obogaćenog horizonta s bivših poljoprivrednih površina (Cheverry i Gascuel, 2009.) .

2.3. Utjecaj prometa i ljudskih aktivnosti na tlo i vegetaciju

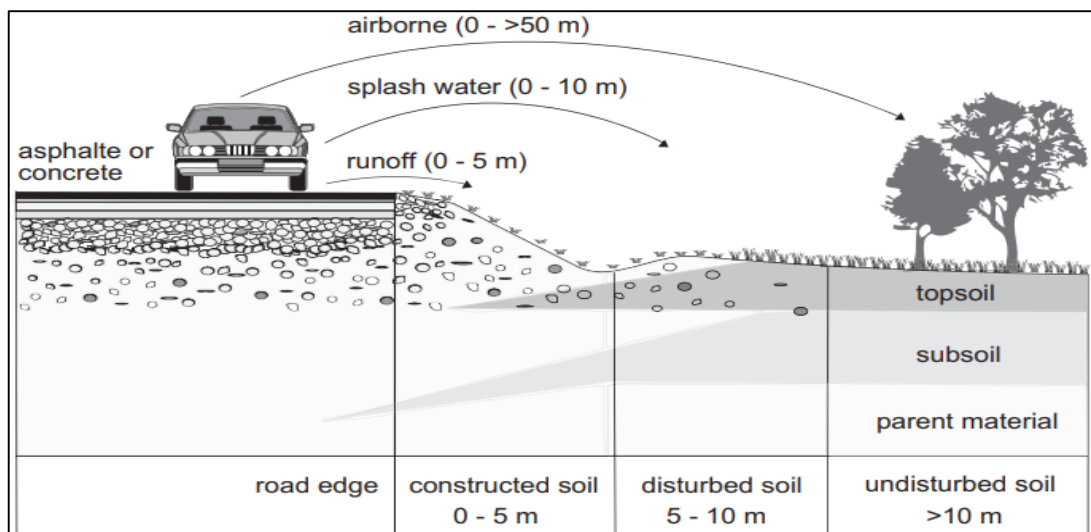
Europska agencija za okoliš (EEA, 2020.) procjenjuje da se na promet troši jedna trećina ukupne energije Europske unije, a većina te energije ishodište ima u nafti. Shodno tome velik udio emisija stakleničkih plinova EU odnosi se na promet, a to naravno ima regionalni i globalni utjecaj na klimatske promjene. Tako EEA (2016.) navodi da su se od 1990. godine razina emisija iz sektora proizvodnje energije i industrije smanjila, dok su se s druge strane razine emisija iz prometa povećale. Automobili, kombiji, kamioni i autobusi proizvode više od 70 % ukupnih emisija stakleničkih plinova, a ostatak emisija nastaje uglavnom u pomorskom i zračnom prometu.

Emisije s cesta sadrže različite vrste onečišćujućih spojeva kao što su metali, policiklički aromatski ugljikovodici i soli koji se mogu javljati u krutom i u otopljenom obliku. Emisije koje proizlaze iz prometa uzrokovane se uglavnom trošenjem guma, lomnih obloga, trošenjem pojedinačnih komponenti vozila kao što su karoserija automobila, spojke ili dijelovi motora i ispušni sustav (Lindgren, 1996.). Abrazija cesta, ispiranje kolnika, korozija uređaja za regulaciju prometa te aktivnosti održavanja cesta u zimskim uvjetima odvijanja prometa također su relevantni izvori onečišćujućih tvari (Lindgren, 1996.). Ispušni plinovi iz vozila, izgaranje goriva, industrijska proizvodnja i odlaganje otpada su najčešći izvori onečišćenja tla teškim metalima u urbanim područjima. Mobilizacija teških metala u biosferu ljudskom aktivnošću sastavni je dio procesa u geokemijskom kruženju metala. To je posebno vidljivo u urbanim područjima gdje razni stacionarni i mobilni izvori ispuštaju velike količine teških metala u atmosferu i tlo, nadilazeći vrijednosti prirodnih emisije (Nriagu, 1989.; Biloš i sur., 2001.). Površinski sloj tla odlikuje se najvećom sposobnošću vezanja teških metala kao rezultat većeg sadržaja organske tvari (Gu i sur., 2016.). Metale mikroorganizmi ne

mogu razgraditi i dugotrajno su toksični za biljke, životinje i ljude. Najistraživaniji metali u okolišu uz ceste su: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni i Zn (Münch, 1993.; Folkeson i sur., 2008.; Kayhanian i sur., 2012.).

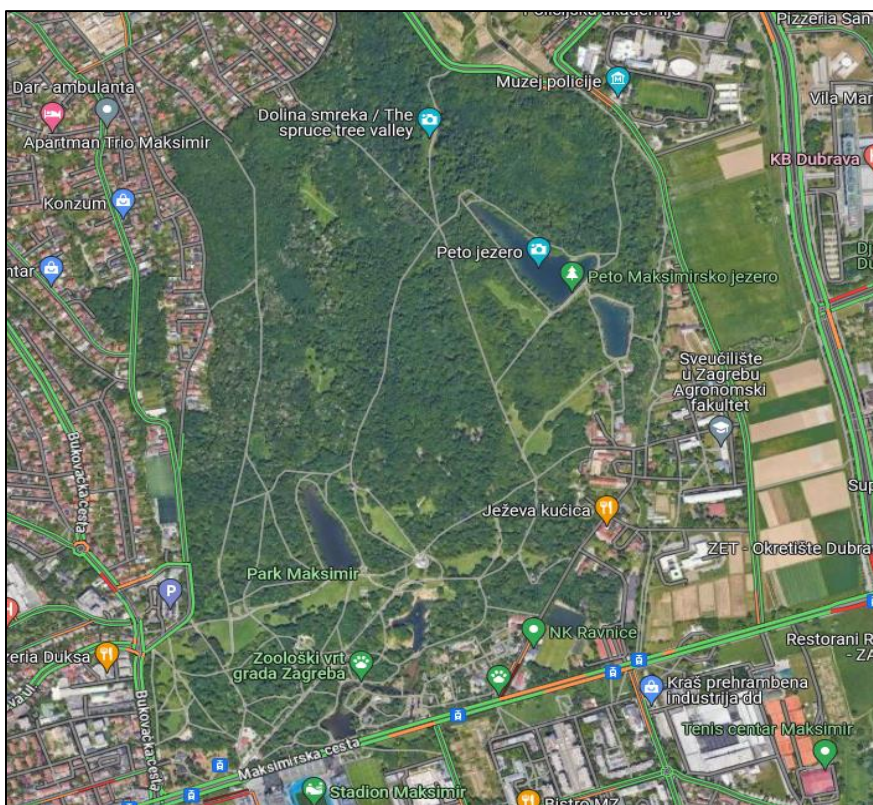
Onečišćujuće tvari se preko površine ceste prenose otjecanjem, a zatim se talože u obliku suspendiranih ili otopljenih čestica. Ovisno o vrsti ceste i nagibu padine, voda se prskanjem i otjecanjem može transportirati do 10 m udaljenog susjednog područja uz cestu (Golwer, 1991.). S dodatnim utjecajem vjetra i strujanja zraka, vrlo fine čestice mogu se prenijeti i taložiti do udaljenosti od 250 m (Zechmeister i sur., 2005.).

Izgradnjom, korištenjem i održavanjem prometnica mijenjaju se izvorna fizikalna, biološka i kemijska svojstva tla u okolnom području (Slika 2.3.1.). Često se površinski sloj tla otklanja tijekom izgradnje ceste ili se ostavlja zakopan ispod nosivog sloja prometnice na dubini većoj od jednog metra. Tla uz ceste često sadrže i do 30 % tehnenih materijala i kamenja. Prisutnost ovih materijala, među ostalim čimbenici, poput alkalnog taloženja s površine ceste, uzrokuju povećanje pH vrijednosti tla čak i vrijednosti više od pH 7 (Werkenthin i sur., 2014.). U Belgiji je objavljeno da cesta popločana vapnencem u kiselom šumskom okruženju može uzrokovati neutralno do alkalno tlo u blizini ceste (Godefroid i Koedam, 2004.).



Slika 2.3.1. Shematski prikaz raspršivanja onečišćujućih tvari s ceste
Izvor: Werkenthin i sur. (2014.)

Blizina prometnica i naselja predstavljaju veliki problem za očuvanje ekoloških karakteristika tla u mnogim parkovima, pa i u parku Maksimir. Park Maksimir okružuju naselja: Maksimir, Bukovac, Jazbina, Dubrava i Ravnice. Glavne prometnice koje prolaze uz park su: Maksimirska cesta, Bukovačka cesta, Prilesje i Svetošimunska (Slika 2.3.2.). S povećanjem broja stanovništva povećava se i broj automobila i prometnica, a s time proporcionalno raste i onečišćenje pojedinih sastavnica okoliša.



Slika 2.3.2. Prikaz lokacije parka s obližnjim prometnicama
Izvor: Google maps, 2023

Prometnice utječu na biotičke i na abiotičke komponente krajolika mijenjajući dinamiku populacije biljaka i životinja, mijenjajući razine dostupnih resursa, kao što su svjetlost, voda i hranjive tvari (Angold, 1997.). Opseg i intenzitet učinaka varira s položajem ceste u odnosu na nagib, s prevladavajućim vjetrovima i okolnim zemljišnim pokrovom (Forman i Alexander, 1998.).

Feng-Rui i sur. (2007.) istraživali su akumulaciju teških metala u tlima uz cestu i unutar gradskog parka. Istraživanje je provedeno u Lanzhou, gradu u unutrašnjosti Kine s 2,8 milijuna stanovnika. Ovaj se grad postupno razvijao u važan industrijski grad Kine, a glavne industrije su: industrija teških metala, tekstilna industrija i petrokemijska industrija. Klima na ovom području je umjerena, polusuha i kontinentalna, s godišnjom prosječnom količinom oborine od 346 mm, od čega 75 % padne u ljetnim mjesecima između lipnja i rujna. Rezultati ovog istraživanja ukazuju na značajne razlike u kemijskim svojstvima tla uz cestu i onog u gradskom parku. (Tablica 2.3.1.). Rezultati ovog istraživanja ukazali su i na veće koncentracije Zn, Pb, Cd, Hg, Cr i Cu u tlu uz cestu nego u tlu u parku, što sugerira da je onečišćenje uzrokovano prometnim aktivnostima rezultiralo većom akumulacijom ovih teških metala. Na temelju određenih statističkih analiza autori su zaključili da bi Zn, Cd, Hg, Pb, Cr i Cu mogli imati zajedničke izvore te bi njihova visoka akumulacija u tlu uz cestu mogla biti izravna posljedica lokalnog prometa i industrijskog onečišćenja. Međutim, za razliku od Zn, Cd, Hg, Pb, Cr i Cu, autori su utvrdili da su Co, Ni i As samo pod malim utjecajem lokalnog prometa i industrijskog onečišćenja, pa se stoga može smatrati da su ti elementi prirodno podrijetla u tlu. Rezultati ove studije pokazuju da visok intenzitet prometnih

aktivnosti može uzrokovati značajnu akumulaciju teških metala u tlu uz cestu i u biljkama, što sugerira da je onečišćenje od prometa važan izvor koji pridonosi narušavanju urbanog okoliša u istraživanom području.

Tablica 2.3.1. Varijabilnost značajki tla uz cestu i u gradskom parku

	Tlo uz cestu	Tlo parka
pH (H ₂ O)	7,95 ± 0,19*	8,12 ± 0,14
EC (μS cm ⁻¹)	1278 ± 1225**	373 ± 147
Organski ugljik (%)	2,02 ± 0,99*	1,08 ± 0,16
Zn	27,9 ± 11,3***	20,6 ± 2,3
Cd	0,10 ± 0,05*	0,08 ± 0,02
Hg	0,08 ± 0,04***	0,05 ± 0,01
Pb	5,34 ± 2,37**	3,86 ± 0,66
Cu	8,45 ± 1,93 n.s,	7,76 ± 1,58
Cr	3,45 ± 1,59*	2,62 ± 0,51
As	1,19 ± 0,83*	0,57 ± 0,17
Ni	2,48 ± 1,04***	1,63 ± 0,69
Co	0,38 ± 0,17***	0,18 ± 0,04

*P <0.01, **P <0.001, ***P<0.0001, n.s.=nije značajno

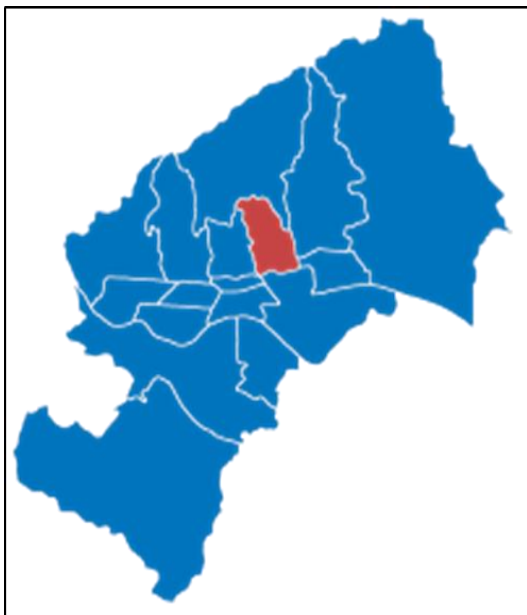
Izvor: Feng-Rui i sur. (2007.)

Khalid i sur. (2018.) su proveli istraživanje o učincima blizine ceste na koncentracije teških metala u tlu i biljkama uz cestu u južnoj Kaliforniji. Ciljevi ovog istraživanja su bili ispitati: rezultira li blizina ceste značajnim povećanjem koncentracije teških metala u tlima na istraživanim lokacijama, razlikuju li se učinci blizine ceste na onečišćujuće tvari akumulirane u biljnim vrstama, te postoji li odnos između biljnih vrsta i blizine ceste. Ovo je istraživanje provedeno u središnjoj Kaliforniji gdje su ekološki propisi o emisijama iz automobila među najstrožim u svijetu. Cesta je izgrađena 1933. godine i umjereno je prometna (~ 760 vozila dnevno). pH vrijednosti tla su uglavnom bile alkalne prirode i kretale su se od 7,6 do 8,1 s prosječnom vrijednošću od 7,7. Prosječni sadržaj organske tvari u tlu istraživanog područja bio je 2,9 % s rasponom od 1,37 % do 5,19 %. Vrijednosti onečišćenja metalima u tlu uz cestu i biljkama uz cestu su bile niske u usporedbi s vrijednostima uočenim u drugim istraživanjima, a navedeno objašnjavaju alkalnom reakcijom tla i pjeskovitom teksturom tla. Dodatno pojašnjavaju da nezamjetno onečišćenje može biti i posljedica slabo prometne ceste u usporedbi s drugim istraživanjima u kojima su zbog većeg prometa i rezultati bili izraženiji.

3. Materijali i metode

3.1. Lokacija i uvjeti istraživanja

Istraživanje u sklopu ovog diplomskog rada temeljilo se na analizi uzoraka tla prikupljenih u Parku Maksimir koji je smješten u gradu Zagrebu u gradskoj četvrti Maksimir, području koje je crvenim istaknuto na slici 3.1.1. Površina ove gradske četvrti iznosi 14,35 km² s gustoćom stanovništva od 3407,8 stanovnika/km² (Grad Zagreb, 2023.). Površina samog Parka Maksimir iznosi 316 hektara (slika 3.1.2.) i smješten je na nadmorskoj visini od 120 m/n.v. do 167 m/n.v.. Srednja godišnja temperatura zraka na području Parka iznosi 11 °C, godišnja količina oborine 870 mm, a najčešći smjer vjetra je sjever, sjeveroistok (JU Maksimir, 2023.).



Slika 3.1.1.

Položaj gradske četvrti Maksimir na zemljovidu grada Zagreba
Izvor: Grad Zagreb, 2023.



Slika 3.1.2.

Granice Parka Maksimir unutar gradske četvrti Maksimir
Izvor: JU Maksimir, 2023.

3.2. Uzorkovanje tla

Uzorkovanje tla provedeno je u kolovozu 2022. godine na 12 lokacija u parku Maksimir (slika 3.2.1., tablica 3.2.1.). Ukupno je prikupljeno 12 prosječnih uzoraka tla (sačinjeni od četiri pod uzorka sa svake lokacije) uzorkovanih na dubini od 0-30 cm. Lokacija 1 je smještena u ulici Fakultetsko dobro nedaleko od glavnog ulaza u Zoološki vrt grada Zagreba. U blizini ove lokacije također su i zgrada Zavoda za ribarstvo, pčelarstvo, lovstvo i specijalnu zoologiju Agronomskog fakulteta, NK Ravnice i crkva sv. Jurja. Lokacija 2 je smještena na Maksimirskoj cesti koju karakterizira vrlo gusti pješački, cestovni i tramvajski promet. Uzorkovanje se provelo s unutarnje strane Parka preko puta sjeverne tribine stadiona Maksimir. Lokacija 3 (Slika 3.2.2.) je

smještena na Bukovačkoj cesti koja je kao i Maksimirska vrlo prometna. Osim prometa karakteriziraju je i velika gustoća naseljenosti te veliki broj poslovnih objekata. Vrlo blizu se nalazi i dječje igralište. Lokacija 4 smještena je u ulici Prilesje, nešto sjevernije od prethodne lokacije. Uzorci s ove lokacije uzorkovani su uz autobusnu stanicu i cestu te preko puta malog parkinga. Lokacija 5 smještena je u šumi u nastavku ulice Prilesje. Lokacija je udaljena od ceste 130 metara zračne udaljenosti. Lokacija 6 smještena je u šumi parka, uz istu Ulicu Prilesje od koje je zračnom udaljenosti udaljena 101 metar. U blizini lokacije je trim park za vježbanje. Lokacija 7 (Slika 3.2.3.) smještena je u sredini šume Maksimir. Najbliža prometnica udaljena je 350 metara. Lokacija se nalazi između Petog jezera i Ulice Prilesje. Lokacija 8 je najsjevernija lokacija na kojoj je uzorkovano tlo, omeđena je ulicama Požarinje V i Bukovac gornji. Lokacija 9 smještena je uz Peto jezero, odnosno između Petog jezera i Svetošimunske ceste. U blizini lokacije također se nalazi trim park za vježbanje. Lokacija 10 smještena je između Petog i Trećeg jezera, sjeverno od Obeliksa. Najbliža prometnica od ove lokacije udaljena 650 metara. Lokacija 11 odnosila se na površinu kod Švicarske kuće. Treće jezero je vrlo blizu ove uzorkovane lokacije, a navedenu lokaciju karakteriziraju i vrlo posjećene šetnice. Lokacija 12 odnosila se na površinu uz glavnu šetnicu Parka Maksimira, uz Maksimirski perivoj. Lokacija je nešto više od 10 metara udaljena od vidikovca i Drugog jezera.



Slika 3.2.1. Zemljopisni smještaj lokacija uzorkovanja tla unutar granica Parka Maksimir

Tablica 3.2.1. Popis lokacija uzorkovanja tla unutar parka Maksimir

Oznaka uzorka	Oznaka lokacije	Kordinata X	Kordinata Y
LOK 1	Ulaz ZOO	45.8243862	16.0257818
LOK 2	Preko puta stadiona	45.8198725	16.0166411
LOK 3	Uz Bukovačku	45.8209483	16.0130540
LOK 4	Prilesje - mali parking	45.8228670	16.0134741
LOK 5	Prilesje- šuma sredina	45.8296342	16.0158871
LOK 6	Prilesje - šuma lijevi vrh	45.8340113	16.0150918
LOK 7	Sjever, dubina šume	45.8311740	16.0191279
LOK 8	Vrh šume	45.8372786	16.0202765
LOK 9	Šuma 5. jezero	45.8337362	16.0255343
LOK 10	Šuma između 3. i 5. jezera	45.8284663	16.0225712
LOK 11	Švicarska kuća	45.8264859	16.0193968
LOK 12	Vidikovac, kraj sedla	45.8242404	16.0211912



Slika 3.2.2. Uzorkovanje na lokaciji 3



Slika 3.2.3. Uzorkovanje na lokaciji 7

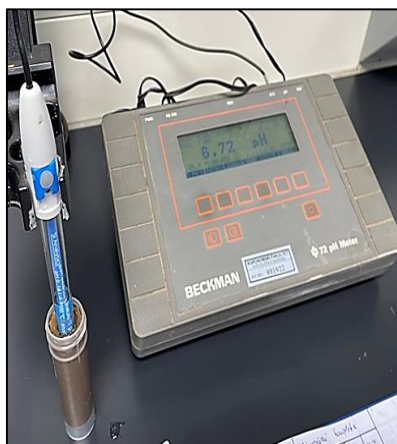
Foto: Bašić, A. (2022.)

3.3. Laboratorijsko istraživanje

Prema tablici 3.3.1. sadržaj kemijskih značajki tla utvrdio se standardnim analitičkim metodama: pH vrijednost potencijometrijom (Slika 3.3.1.), sadržaj humusa volumetrijskom metodom, ukupnog dušika i sumpora suhim spaljivanjem, a ukupna koncentracija Cr, Cu, Pb i Zn metodom prijenosne rendgenske fluorescencije (Slika 3.3.2.). Prije same detekcije i kvantifikacije navedenih parametara prikupljeni prosječni uzorci tla sa svake lokacije su zraku suho osušeni, samljeveni, prosijani i homogenizirani.

Tablica 3.3.1. Lista analitičkih metoda kojima su utvrđene kemijske značajke tla

Kemijska značajka tla	Analitička metoda
pH	HRN ISO 10390:2005 [1 M KCl (w/v 1:5)]
Humus, %	Modificirana HRN ISO 14235:2004 [(bikromatna metoda (Tjurin))]
N (%)	HRN ISO 13878:2004
S (%)	ISO 15178:2005
Cr, Cu, Pb, Zn (mg/kg)	HRN EN ISO 13196:2015 [pXRF metoda]



Slika 3.3.1.
Određivanje pH vrijednosti tla



Slika 3.3.2.
Analiza sadržaja metala

Foto: Mičić, P., (2022.)

3.4. Statistička obrada podataka

Deskriptivna statistika koja je uključivala izračun mjerila centralne tendencije odnosno aritmetičke sredine sadržaja pojedinih kemijskih značajki tla (pH, CaCO₃, humus, ukupni N, ukupni S, Cr, Cu, Pb, Zn) kao i izračun mjerila varijabilnosti odnosno standardne devijacije i koeficijenta varijacije provedena je u programskom paketu SAS 9.1.3. U istom programskom paketu provedena je i analiza i izračun mjera asimetrije podataka (skewness) i mjere spljoštenosti podataka (kurtosis).

Za izradu kartografskih prikaza varijabilnosti pojedinih kemijskih značajki tla s obzirom na točke uzorkovanja unutar Parka Maksimir korištena je deterministička prostorna interpolacijska tehnika Inverse Distance Weighting (IDW). Lokacije uzorkovanja tla su geopozicionirane u ArcMap 9.3 programskom paketu uz definiranje granice Parka. Svakoj pojedinoj točki uzorkovanja u atributnoj tablici pridruženi su rezultati laboratorijskih analiza uzoraka tla te je za svaki pojedinačni parametar izvršena interpolacija IDW metodom.

4. Rezultati

U tablici 4.1. prikazani su rezultati opisne statistike za podatke utvrđene za svih dvanaest uzoraka tla prikupljenih na odabranim točkama Parka Maksimir. Detaljnija prostorna raspodjela varijabilnosti pojedinih utvrđenih vrijednosti za svaki parametar biti će prikazana u nastavku rezultata. Iz tablice je vidljivo da je reakcija tla bila u rasponu od 3,22 do 7,25, odnosno od jako kisele reakcije do alkalne reakcije što ukazuje na određenu varijabilnost ovog parametra ($cv = 35,8 \%$). Ukupni dušik na području Parka bio je u rasponu od 0,168 % do 0,562 % s prosječnom vrijednošću od 0,298 % što ukazuje na bogatu opskrbljenost tla ovim hranjivom. Sumpor je varirao od 0,07 % do 0,119 %, a u prosjeku je iznosio 0,094 %. Sadržaj humusa bio je u rasponu od 3,98 % do 13,7 %, a u prosjeku se tlo u Parku može ocijeniti kao jako humozno (6,84 %). Sadržaj akumuliranih metala u prosjeku je iznosio 48,3 mg Pb/kg, 97,8 mg Zn/kg, 32,1 mg Cu/kg, 97,9 mg Cr/kg, a sa stanovišta najveće varijabilnosti ističe se olovo s koeficijentom varijacije od 67,2 %. U pogledu izračuna odstupanja utvrđenih rezultata od normalne distribucije, vrijednosti mjere asimetrije ukazuju na izvrsnu asimetričnost utvrđenih rezultata pH vrijednosti, ukupnog sumpora, cinka, bakra i kroma (između -1 i +1), prihvatljivu asimetričnost rezultata za sadržaj humusa i ukupnog dušika (između -2 i +2), te značajnije odstupanje od normalne distribucije rezultata za sadržaj utvrđenog olova u tlu Parka (iznad -2 i +2). Mjera spljoštenosti odnosi na konveksnost krivulje normalne distribucije utvrđenih rezultata i ukazuje da negativne utvrđene vrijednosti za pH (-2,41), sadržaj cinka (-0,437) i bakra (-1,56) označavaju ravniju distribuciju podataka od normalne, a pozitivne vrijednosti mjere spljoštenosti za sadržaj humusa, dušika, sumpora, olova i kroma u tlu ukazuju na vršnu distribuciju podataka u odnosu na normalnu raspodjelu.

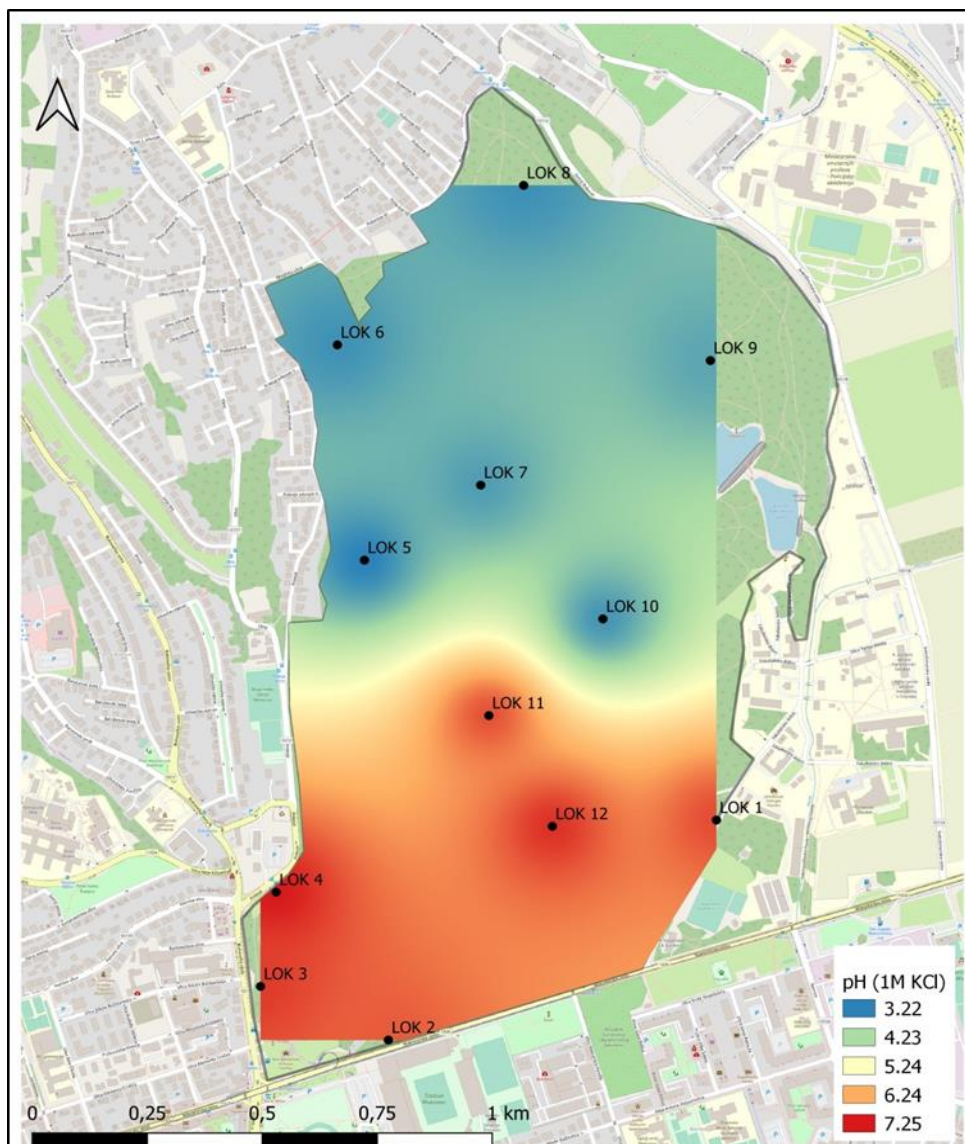
Tablica 4.1. Rezultati opisne statistike istraživanih parametara tla (N =12)

	Minimum	Maksimum	Aritmetička sredina	Standardna devijacija	Koeficijent varijacije, %	Mjera asimetrije	Mjera spljoštenosti
pH (1M KCl)	3,22	7,25	5,21	1,87	35,8	0,004	-2,41
Humus, %	3,98	13,7	6,84	3,03	44,4	1,28	1,18
N, %	0,168	0,562	0,298	0,111	37,3	1,52	2,03
S, %	0,074	0,119	0,094	0,011	11,9	0,535	1,50
Pb, mg/kg	22,5	146,5	48,3	32,4	67,2	2,92	9,32
Zn, mg/kg	63,0	150,5	97,8	29,1	29,8	0,706	-0,437
Cu, mg/kg	16,0	53,5	32,1	13,9	43,4	0,312	-1,56
Cr, mg/kg	75,5	126,5	97,9	13,0	13,3	0,689	1,43

4.1. Prostorna varijabilnost reakcije tla na području Parka Maksimir

Reakcija tla (pH vrijednost) iznimno je važan parametar tla jer utječe na količinu hranjivih tvari prisutnih u vodenoj otopini tla, a time i na dostupnost hranjiva biljkama. Neki od parametara koji mogu utjecati na promjenu pH vrijednosti u tlu su: (i) vlaga tla,

(ii) mikrobiološka aktivnost u tlu, (iii) zasićenost adsorpcijskog kompleksa, (iv) primijenjene agrotehničke mjere (gnojidba, obrada tla, kakvoća vode za navodnjavanje). Uvjetovana je i matičnim supstratom, oksidacijsko-redukcijskim procesima u tlu, ali i već spomenutom količinom vode u tlu (Singh i sur., 2014.). Na slici 4.1.1. prikazana je prostorna varijabilnost reakcije tla na području Parka Maksimir. Analizirajući kartografski prikaz raspodjele reakcije tla unutar Parka uočava se da bi se prema utvrđenim pH vrijednostima Park mogao podijeliti na sjeverni dio s jako kiselim tlima (lokacije 5, 6, 7, 8, 9 i 10) i južni dio s tlima neutralne do alkalne reakcije (lokacije 1, 2, 3, 4, 11, 12).



Slika 4.1.1. Prostorna varijabilnost reakcije tla na području Parka Maksimir

Na lokacijama 5, 6, 7, 8, 9 i 10 reakcija tla varirala je u vrlo uskom rasponu od 3,22 na lokaciji 5 (Prilesje - šuma sredina) do 3,61 na lokaciji 9 (šuma 5. jezero). Na lokacijama 1, 2, 3, 4, 11, 12 reakcija tla varirala je od 6,81 na lokaciji 2 (preko puta stadiona) do 7,25 na lokaciji 4 (Prilesje - mali parking). Ovako promatrano, može se

istaknuti da je sjeverni dio parka s kiselom reakcijom tla slabije izložen cestovnom prometu i rekreacijskim aktivnostima posjetitelja u kojemu prevladava šumsko stanište, a južni dio parka s neutralno do alkalnom reakcijom tla pod izravnim i učestalim je utjecajem i prometa i ljudskih aktivnosti. Premda šumske zajednice obično i prevladavaju na kiselim tlima i ovakva reakcija tla nije im izrazita prijetnja u njihovom razvoju, treba istaknuti da se kisela tla (pH <5,5) odlikuju nedostatkom kalcija i magnezija, toksičnošću aluminija i mangana, kao i niskim razinama esencijalnih biljnih hranjiva kao što su fosfor i molibden. S druge strane alkalna tla mogu imati problema s nedostatkom hranjivih tvari poput cinka, bakra, bora i mangana (GLD, 2023). Treba izdvojiti da šumske zajednice u kiselim uvjetima tla mogu biti ugrožene i akumuliranim sadržajem metala u tlu koji pri kiselim reakcijama tla prevladavaju u ionskom obliku koji je biljkama pristupačan, dok pri visokim pH vrijednostima akumulirani metali u tlu imaju tendenciju vezivanja na karbonate i fosfate u tlu i time se imobiliziraju u tlu (Sandrin i Hoffman, 2007.).

4.2. Prostorna varijabilnost sadržaja humusa u tlu na području Parka Maksimir

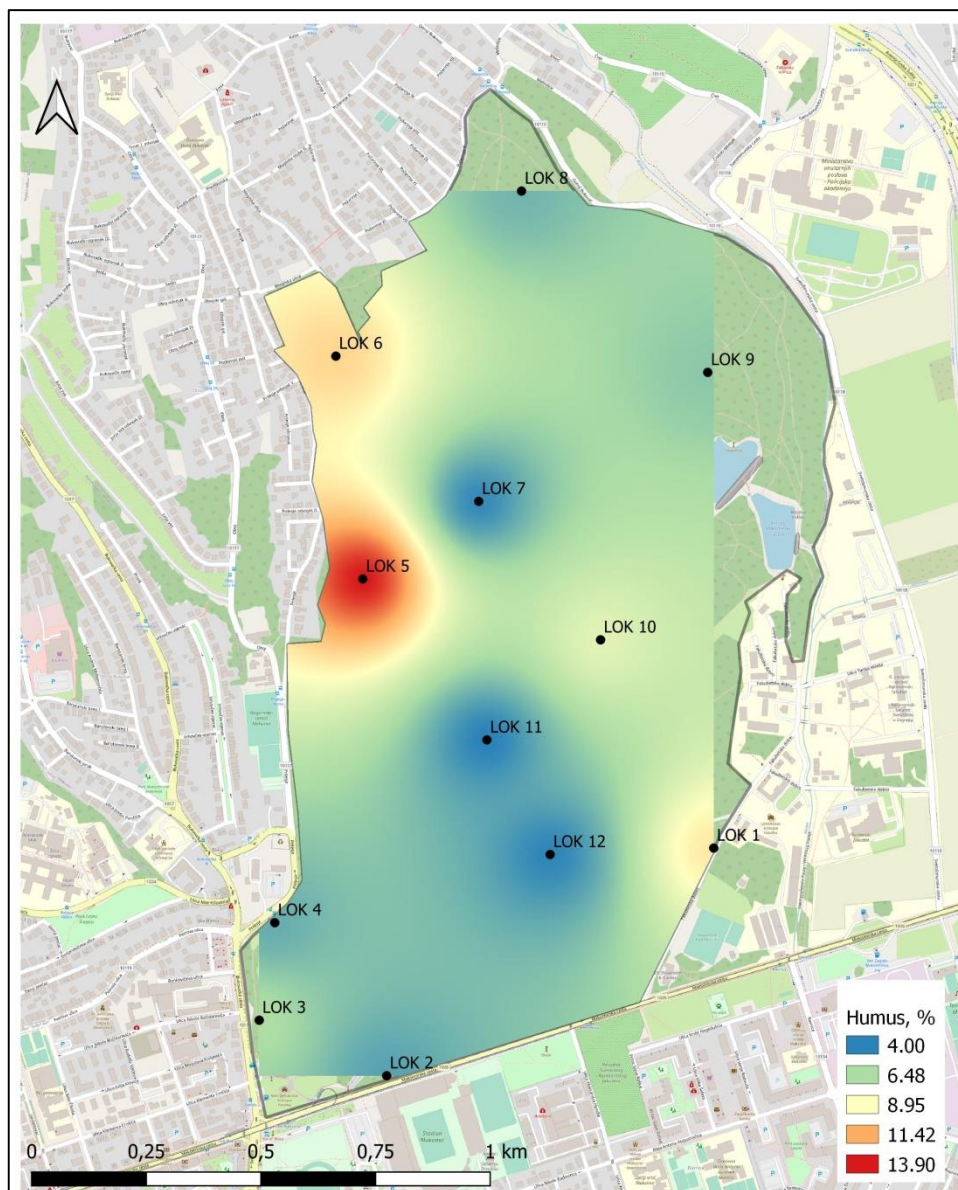
Humus je ključni čimbenik u modernom konceptu održivog upravljanja zemljištem zbog svoje važne uloge u održavanju kvalitete tla (Lal i sur., 1990.). Organska tvar u tlu utječe na zadržavanje vode, formiranje agregata, pH, puferski kapacitet, svojstva kationske izmjene, mineralizaciju, sorpciju pesticida i agrokemikalija, infiltraciju i prozračivanje (Hoffmann i sur. 2002.). Nastajanje humusa odvija se uglavnom u površinskom sloju tla, koje je prepoznato kao spoj između živih organizama i geoloških slojeva Zemlje. Kao složena mješavina prirodnih organskih spojeva, humus se u osnovi sastoji od ugljika (C), kisika (O), vodika (H) i dušika (N), u kojem organski ugljik (C_{org}) općenito prevladava u 40-60 % (Andreux, 1996.).

Analizirajući rezultate i kartografski prikaz (Slika 4.2.1.) može se iščitati kako su relativno više količine humusa zabilježene na lokaciji 5 (Prilesje šuma sredina) s 13,9 % humusa i lokaciji 6 (Prilesje šuma lijevi vrh) s 10,2% humusa te nešto manje ali veće od prosjeka (6,8% humusa) na lokaciji 1 (Ulaz ZOO) 9,6% humusa.

Prema Škoriću (1992.) klasifikacija za humoznost tla glasi: (sadržaj humusa) <1 % vrlo slabo humozno, 1 – 3 % slabo humozno, 3 – 5 % dosta humozno, 5 – 10 % jako humozno te > 10 % vrlo jako humozno. Shodno navedenom može se zaključiti da su tla u Parku Maksimir na lokacijama: 2 (Preko puta stadiona), 7 (Sjever, dubina šume), 11 (Švicarska kuća) i 12 (Vidikovac, kraj sedla) dosta humozna tla. Tla na lokacijama: 1 (Ulaz ZOO), 3 (Uz Bukovačku), 4 (Prilesje mali parking), 8 (Vrh šume), 9 (Šuma 5. jezero) i 10 (Šuma između 3. i 5. jezera) su jako humozna tla, a tla na lokacijama 5 (Prilesje šuma sredina) i 6 (Prilesje šuma lijevi vrh) prema ovoj klasifikaciji su vrlo jako humozna tla.

Efremova i sur. (2013.) proveli su istraživanje na temu kemijsko-biološke procjene stanja gradskih tala u ruskom gradu Kirov. Autori su istraživanjima utvrdili da sadržaj humusa u gradskim tlima varira od 5,9 do 13,3 %. Navedene vrijednosti slične su sadržaju humusa u tlu Parka Maksimir. Minimalni sadržaj humusa u Parku Maksimir

je iznosio je 4,0 %, a u Kirovu 5,9 % dok je maksimalni sadržaj humusa u Maksimiru iznosio 13,9 %, a u Kirovu 13,3 %.



Slika 4.2.1. Prostorna varijabilnost sadržaja humusa u tlu na području Parka Maksimir

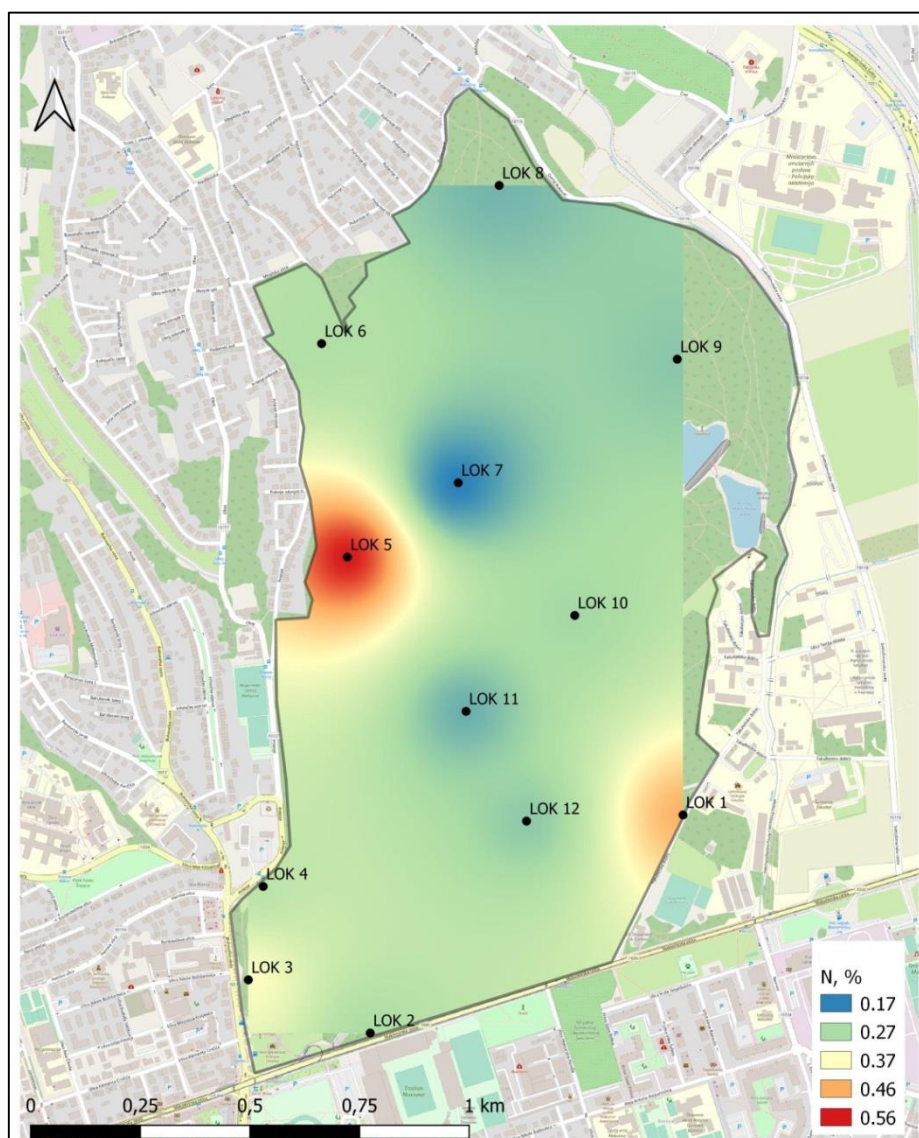
4.3. Prostorna varijabilnost ukupnog dušika u tlu na području Parka Maksimir

Dušik je jedan od najprisutnijih elemenata u prirodi. Nalazi se u atmosferi, litosferi i hidrosferi. Vrlo je mobilan element koji kruži između atmosfere, tla i živih organizama (Mengel i sur., 2001.) i biljke ga usvajaju u mineralnom obliku i zbog toga se svrstava u grupu mineralnih elemenata (Vukadinović i Lončarić, 1997).

U tlu se dušik nalazi u organskoj i anorganskoj formi. Na mineralni dio dušika otpada vrlo mali dio ukupne količine dušika, što čini razliku između dušika i ostalih biogenih elemenata. U tlo dopijeva putem organske i mineralne gnojidbe, mikrobiološkom fiksacijom iz atmosfere, a manjim dijelom i precipitacijom (nastajanje

nitrata prilikom električnih pražnjenja u atmosferi). Od ukupne količine dušika u tlu 95 % do 99% se nalazi u kompleksnim organskim spojevima (proteini, nukleinske kiseline, amini, amidi, fotosintetski pigmenti) koje mikroorganizmi trebaju razgraditi da bi bili dostupni biljkama (Čoga i Slunjski, 2018.). Količina dušika u tlu stalno se mijenja zbog utjecaja bioloških, kemijskih i fizikalnih procesa (Camberato, 2001). U poljoprivrednim tlima količina ukupnog dušika kreće se u rasponu od 0,1 do 0,3 % od čega je biljkama tijekom jedne vegetacijske sezone pristupačno svega 1-3 % od navedene količine, te je zbog toga suvremenoj poljoprivrednoj proizvodnji dušična gnojidba nezamjenjiva agrotehnička mjera u svrhu postizanja visokih prinosa (Vukadinović i Lončarić, 1997.).

Rezultati ukazuju da je na području Parka Maksimira srednja vrijednost ukupnog dušika iznosila 0,298 %. Relativno najveći postotak ukupnog dušika zabilježen je u uzorku s lokacije 5 (Prilesje šuma sredina) 0.562 % i s lokacije 1 (Ulaz ZOO) 0.456 % (Slika 4.3.1).



Slika 4.3.1. Prostorna varijabilnost sadržaja ukupnog dušika u tlu na području Parka Maksimir

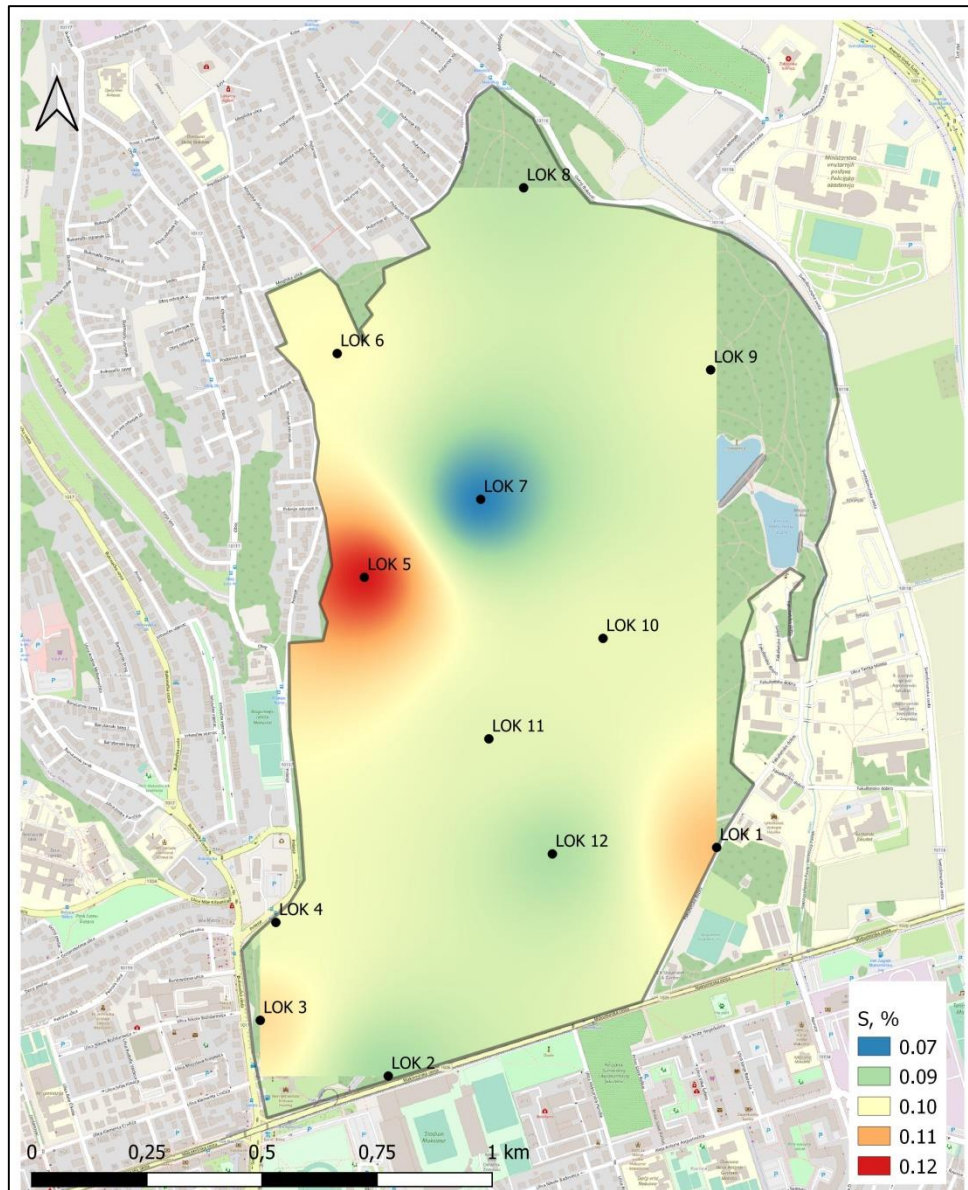
Najniža količina dušika utvrđena je u tlu na lokaciji 7 (Sjever, dubina šume) 0.168 % (Slika 4.3.1.). Navedeno se dijelom može povezati i s utvrđenim sadržajem humusa na spomenutim lokacijama 1 i 5 koje su bile vrlo jako humozne. Prema Woltmann-u opskrbljenost tla ovim hranivom se može se opisati na pet razina: <0,06 % N slabo opskrbljeno; 0,07-0,10 % N umjereno opskrbljeno; 0,11-0,20 % N dobro opskrbljeno; 0,21-0,30 % N bogato opskrbljeno i >0,30 % N vrlo bogato opskrbljeno. Uzevši u obzir ove navedene kriterije može se zaključiti kako je tlo s lokacija 1, 3 i 5 vrlo bogato opskrbljeno dušikom. Tlo s lokacija 2, 4, 6, 8, 9, 10, 11 i 12 bogato opskrbljeno dušikom, dok je tlo s lokacije 7 dobro opskrbljeno dušikom.

4.4. Prostorna varijabilnost ukupnog sumpora u tlu na području Parka Maksimir

Sumpor se u tlu nalazi u organskom i anorganskom obliku. U većem postotku anorganski sumpor predstavljaju sulfati, odnosno hidrogensulfati (SO_4^{2-} i HSO_4^-) i sulfidi (S^{2-}). Sulfidi su prisutni u slabo prozračnim, močvarnim tlima, a sulfati su karakteristični za prozračnija tla. Udjel sumpora u tlu u rasponu je 0,05 – 0,4 g kg^{-1} od čega je u prirodnim tlima više od 95 % organski sumpor (Tabatabai, 2005.). Sumpor je bitan element za rast i aktivnost organizma. Ima ga u izobilju u Zemljinoj kori (oko 0,1 %), a u tlo dospijeva iz atmosfere, trošenjem stijena, primjenom gnojiva i pesticida, vodom za navodnjavanje i slično. Od industrijske revolucije, povećano izgaranje fosilnih goriva rezultiralo je većim unosom atmosferskog S u tla. Osim toga, isparavanje sumpora (kao sumporovodik, ugljikov disulfid, karbonil sulfid, metil merkaptan, dimetil sulfid, dimetil disulfid, sumporov dioksid) iz morskih algi, močvarnih tla, blatnih ravnica, biljaka i tla doprinosi globalnom kruženju sumpora u atmosferi (Germida i sur., 1991.). Oksidacija sumpora neizbježno rezultira zakiseljavanjem tla koje na kraju uzrokuje niz nepoželjnih učinaka na tlo. Zbog toga su Gupta i sur. (1988.) istraživali posljedice uzrokovane gnojidbom na bazi sumpora. To istraživanje je pokazalo da je primjena sumpora značajno smanjila pH vrijednost dvaju ispitanih tala, a također i uzrokovala smanjenje ugljika u mikrobnjnoj biomasi. Ostale promjene u tlu uključivale su smanjenje organskog ugljika, sužavanje C/N omjera i povećanje razina ukupnog sumpora i SO_4^{2-} iona u tlu. Uzastopna primjena gnojiva na bazi sumpora smanjila je i aktivnost raznih enzima u tlu, ali i populaciju protozoa, algi i nitrifikatora. Ukupni sadržaj sumpora u tlima kreće se od 0,002 % do 10 %, a najviše razine ovog elementa u tlu zabilježene su u slanim, kiselim sulfatnim i organskim tlima (Freney i Williams, 1983.). U antropogenim tlima poljoprivrednih ekosustava udjel organskog sumpora u tlu je od 60 % do 90 % (Vukadinović i Lončarić, 1998.).

Sadržaj sumpora na području Parka Maksimir varirao je od 0,07 % do 0,12 % (Slika 4.4.1.). Najniža koncentracija sumpora utvrđena je na lokacija 7 (Sjever, dubina šume), a najviši sadržaj zabilježen je na lokacija 5 (Prilesje šuma sredina). Ponovno kao i u pogledu sadržaja ukupnog dušika i relativno najviši sadržaj sumpora zabilježen je na lokacijama (1 i 5) s najvišim sadržajem humusa. Prema istraživanjima

Vukadinovića i Vukadinovića (2011.), organska tvar osnovni je izvor raspoloživog sumpora u tlu što se svakako može povezati i s rezultatima ovog istraživanja.



Slika 4.4.1. Prostorna varijabilnost sadržaja ukupnog sumpora u tlu na području Parka Maksimir

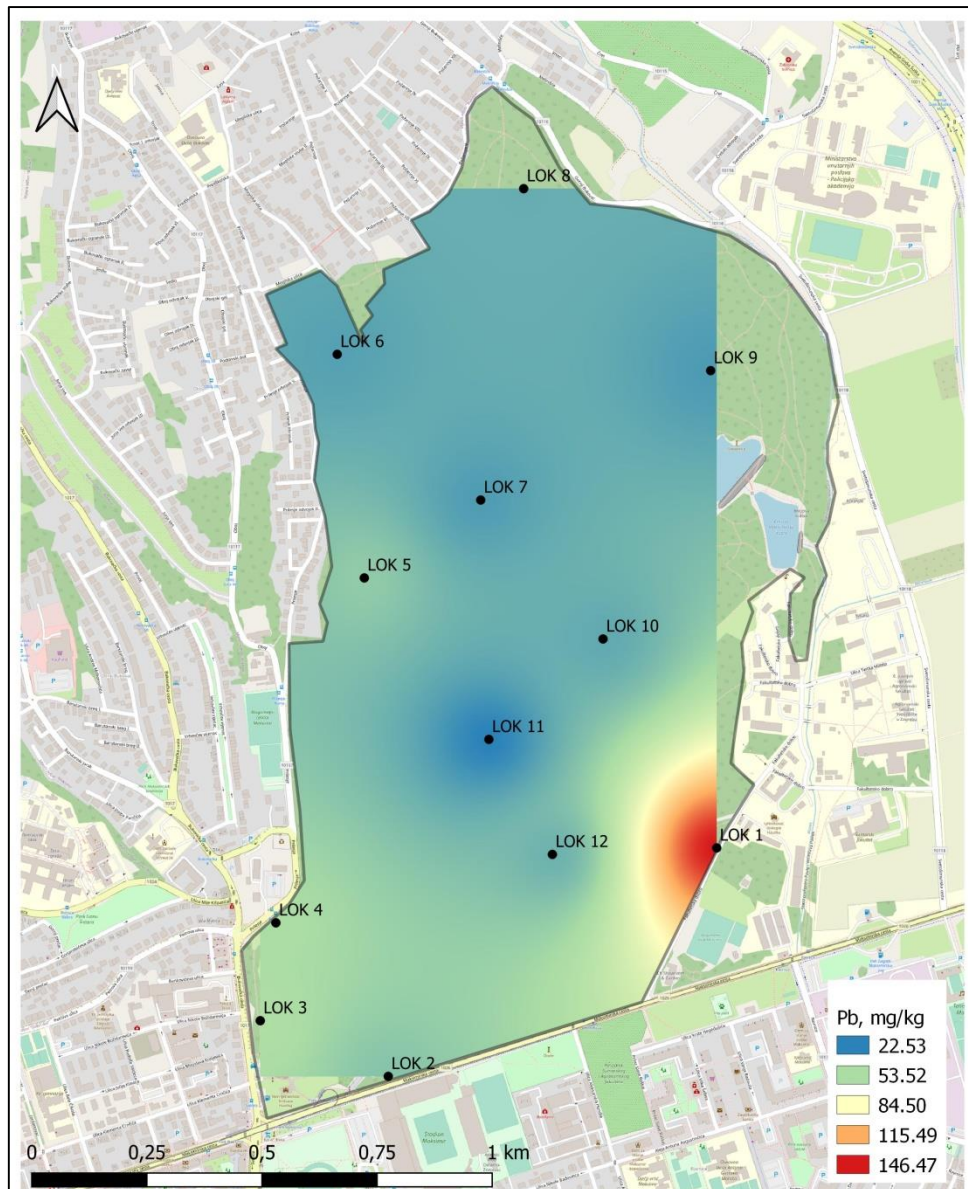
4.5. Prostorna varijabilnost ukupnog olova u tlu na području Parka Maksimir

Olovo (Pb) dopijeva u okoliš tla pedogenetskim čimbenicima, vezanim uz podrijetlo i prirodu matičnog supstrata, te antropogenim procesima. Antropogene aktivnosti, prvenstveno povezane s industrijskim procesima, proizvodnjom i odlaganjem kućnog i industrijskog otpada, glavni su izvor onečišćenja tla olovom (Adriano, 2001.). Mobilnost olova ovisi o mnogim čimbenicima: obliku Pb i ukupnom sadržaju Pb u tlu, tipu tla, reakciji tla, sadržaju vlage u tlu i infiltraciji vode i oborinama. Smanjenjem topljivosti metala, a time i njihove mobilnosti, smanjuje se rizik prijenosa

teških metala iz onečišćenog tla u podzemne i površinske vode (Miretzky i Fernandez-Cirelli, 2008.). U tlima Hrvatske olovo je prisutno u rasponu od 10 mg/kg do 699 mg/kg (Halamić i Miko, 2009).

Iz prostorne varijabilnosti olova prikazane na slici 4.5.1. uočava se kako se samo lokacija 1 (Ulaz ZOO) izdvaja po količini olova. Tlo na ovoj lokaciji sadržavalo je 146 mg/kg olova. Prosječna vrijednost olova na prostoru cijelog Parka iznosila je 48,3 mg/kg. Najniži sadržaj olova (22,5 mg/kg) zabilježen je na lokaciji 11 (Švicarska kuća). Lokacije 2, 3, 4 i 5 sadržavale su olovo u rasponu od 45,0 do 55,5 mg/kg, lokacije 6, 7, 8, 9, 10 i 12 u rasponu od 31,0 do 39,0 mg/kg. Navedeno bi se moglo staviti u kontekst onečišćenje tla, a s obzirom da zakonska legislativa ne propisuje sadržaj metala u tlima prema različitim načinima korištenja nego samo za poljoprivredna tla i uvažavajući činjenicu da bi se tla parkova zbog mnogih usluga ekosustava koje pružaju stanovnicima u gradu trebala očuvati od degradacije, prikazani rezultati će se kratko komentirati s obzirom na maksimalno dopuštene količine (MDK) prema Pravilniku o zaštiti poljoprivrednog zemljišta od onečišćenja (NN 71/19). Isto će se prokomentirati i za ostale utvrđene metale. Prema spomenutom Pravilniku MDK vrijednosti za koncentracije Pb u tlu su definirane u odnosu na pH vrijednost tla. S obzirom na predložene vrijednosti pH < 5, 5-6 i > 6, MDK za Pb po kategorijama iznosi 50, 100 i 150. Uspoređujući utvrđeni sadržaj olova u tlu s reakcijom tla i navedenim MDK vrijednostima, uočava se da je u tlu na području Parka akumuliran dozvoljen sadržaj olova i nije prijetnja okolišu. Svakako bi bilo poželjno u budućnosti pratiti sadržaj ovog metala u tlu, osobito na lokaciji 5 (Prilesje – šuma sredina, pH 3,22; 47,5 mg Pb/kg; 13,9 % humusa) gdje je utvrđeni sadržaj olova blizu propisanim MDK vrijednostima (50 mg/kg), a ostale značajke tla itekako mogu pridonijeti akumulaciji olova u tlu (prvenstveno humus), ali i pristupačnosti olova biljkama (pH vrijednost tla).

I premda rezultati ukazuju da sadržaj ovog metala nije povišen i premda je riječ o području koje je zaštićeno i eventualna sanacija tala na ovom području bi uključivala ekološki prihvatljive metode, kratko će se istaknuti metode sanacije tla onečišćenog olovom. Sanacija onečišćenog tla i zbrinjavanje onečišćenog tla olovom vrlo je skup i mukotrpan posao. Kao alternativa, kemijska imobilizacija na licu mjesta jeftinija je od iskopavanja i nasipanja i osigurava dugoročno rješenje sanacije stvaranjem stabilnih metalnih minerala i/ili taloga (Vangronsveld i Cunningham, 1998.). Kemijska imobilizacija olova dodatkom fosfata široko je prihvaćena tehnika za imobilizaciju Pb iz vodene otopine i u kontaminiranim tlima (Ma i sur., 1995.; Ryan i sur., 2001.) kako bi se spriječilo usvajanje olova u biljke (Cotter-Howells i Caporn, 1996.). Po potrebi da su utvrđeni povišeni sadržaji olova u tlu ovog zaštićenog područja biološke metode sanacije (fitoremedijacija – biljke ili mikrobna remedijacija) bi mogle biti primijenjene. To je prirodan i isplativ pristup i stoga je široko prihvaćen (Chibuike i Obiora, 2014.).



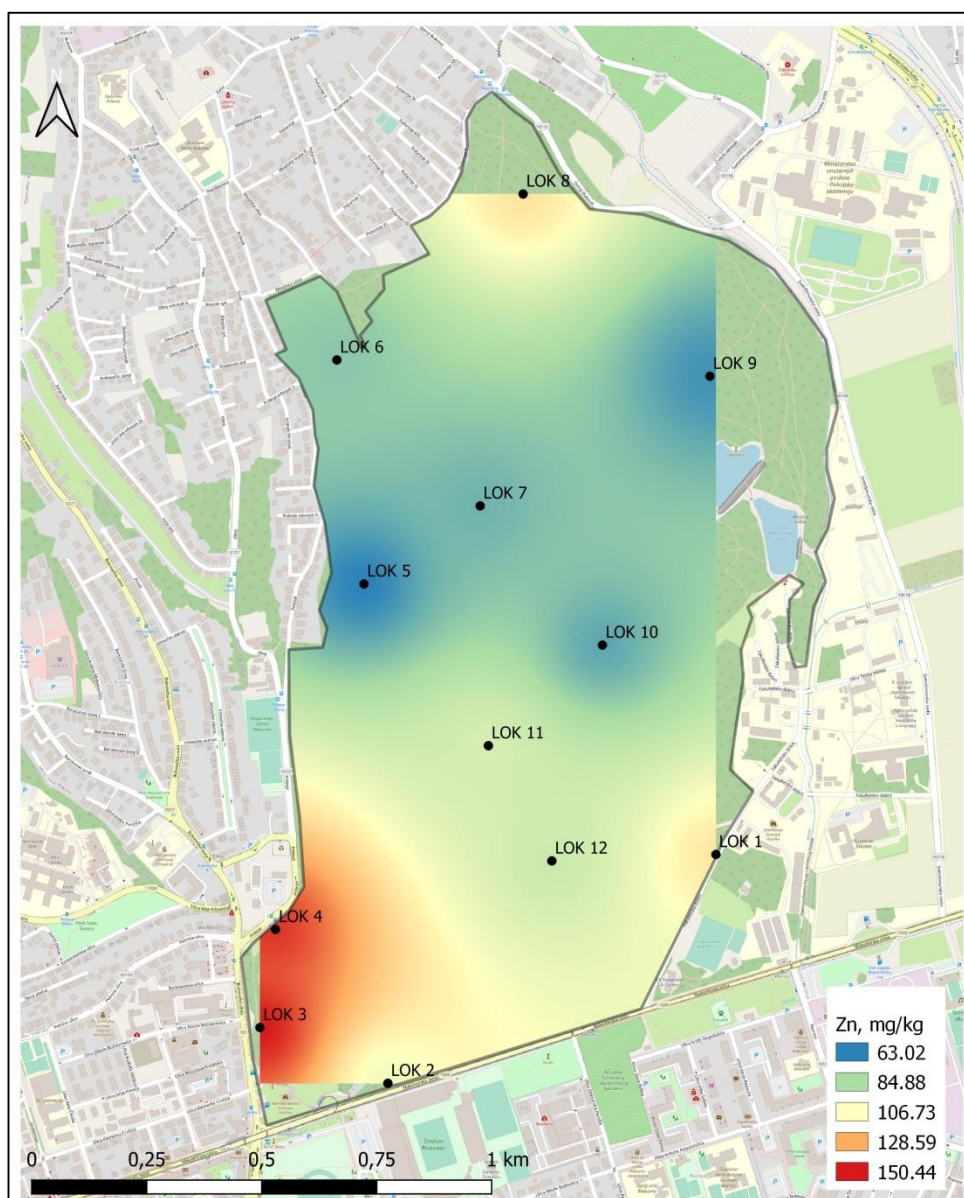
Slika 4.5.1. Prostorna varijabilnost sadržaja ukupnog olova u tlu na području Parka Maksimir

4.6. Prostorna varijabilnost ukupnog cinka u tlu na području Parka Maksimir

Cink je važan element u tragovima za sve organizme jer je esencijalna komponenta različitih enzima koji sudjeluju u produkciji energije, sintezi proteina i regulaciji rasta. U tlima Hrvatske kreće se u rasponu od 23 mg/kg do 1432 mg/kg s prosječnom vrijednošću od 99 mg/kg. U koncentracijama u tlu većim od 300 mg/kg može inhibirati rast biljaka (Gluhčić, 2013; Halamić i Miko, 2009).

Prema prikazanoj karti na slici 4.6.1. s relativno višim sadržajem akumuliranog cinka osobito se izdvajaju dvije jugozapadne lokacije u Parku [lokacija 3 (uz Bukovačku) i lokacija 4 (Prilesje – mali parking)] na kojima je cink bio u rasponu do 146,0 mg/kg (lokacija 4) do 150,5 mg/kg (lokacija 3). U drugu skupinu, premda zemljopisno potpuno udaljene, po sadržaju cinka spadaju lokacija 1 (ulaz ZOO), 2

(Preko puta stadiona) i 8 (Vrh šume) u kojima je cink redom iznosio 113,0 mg/kg, 104,0 mg/kg i 114,0 mg/kg i u prosjeku je Zn na ove tri lokacije iznosio 110,3 mg/kg. Za 13,6 % manji sadržaj od ovog navedenog prosječnog sadržaja cinka utvrđen je na dvije lokacije koje su smještene relativno blizu jedna drugoj: lokacija 11 (Švicarska kuća - 96,3 mg/kg) i lokacija 12 (Vidikovac, kraj sedla – 93,5 mg/kg). Na preostalih pet lokacija (5, 6, 7, 9, 10) sadržaj cinka varirao je od 63,0 mg/kg na lokaciji 5 (Prilesje – šuma sredina) do 79,5 mg/kg na lokaciji (Prilesje – šuma lijevi vrh).



Slika 4.6.1. Prostorna varijabilnost sadržaja ukupnog cinka u tlu na području Parka Maksimir

MDK za Zn kao i druge metale u tlu definiran je u odnosu na reakciju tla te s obzirom na predložene vrijednosti pH < 5, 5-6 i > 6, pa MDK po kategorijama iznosi 60, 150 i 200 mg/kg (NN 71/19). Navedeno ukazuje da dvije već spomenute lokacije jugozapadno u Parku s obzirom na neutralno do alkalnu reakciju tla (pH = 7,02-7,25; sadržaj Zn > 140 mg/kg) nisu onečišćene ovim elementom jer propisana MDK

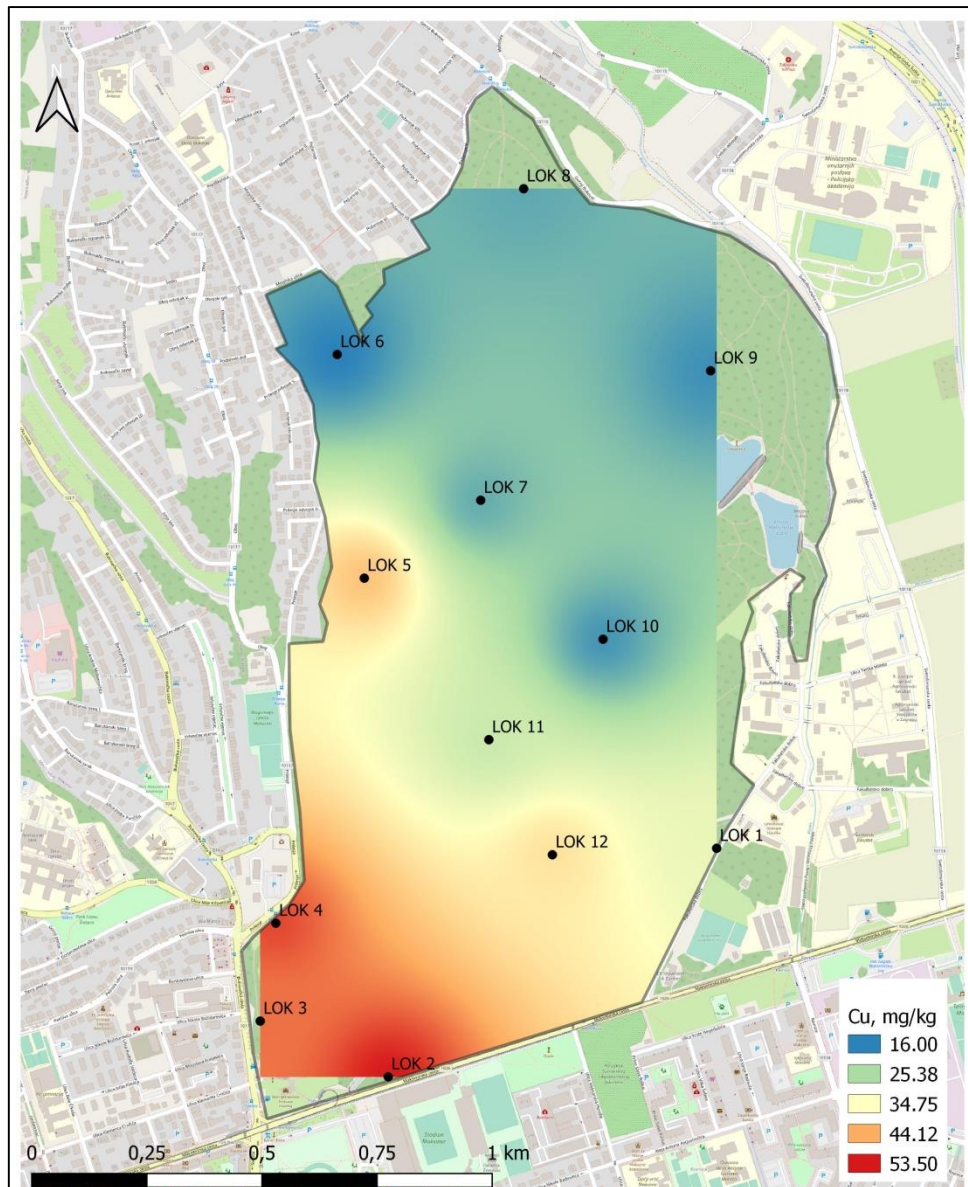
vrijednost iznosi 200 mg/kg. To se isto ne može zaključiti u pogledu utvrđenog sadržaja cinka u sjevernom dijelu parka na lokacijama 5, 6, 7, 8, 9, 10 koje su imale jako kiselu reakciju, prosječno 3,43, i na kojima je u tlu utvrđen sadržaj cinka veći od dopuštenih 60 mg/kg (utvrđeni raspon od 63,0 mg/kg do 114,0 mg/kg). Navedeno ukazuje da se sadržaj cinka smanjuje s udaljenošću od ceste, ali s obzirom na reakciju tla na lokacijama udaljenim od ceste u šumskom predjelu Parka cink bi mogao biti eventualna prijatna okolišu.

Do sličnih rezultata, osobito o uvjetovanosti varijabilnosti cinka s udaljenošću od prometnice došli i drugi istraživači. Tako su Li i sur. (2001.) istraživali kontaminaciju urbanog tla teškim metalima u Hong Kongu, a Dao i sur. (2014.) proveli su slično istraživanje o utjecaju prometa na koncentracije Pb, Cu i Zn uz cestu urbanog parka u Dublinu. Rezultati koncentracija Zn u oba istraživanja bili su slični, a utvrđeni sadržaj Zn u tlu smanjivao se s udaljenošću od ceste. Dao i sur. (2014.) su zaključili da je na koncentraciju Zn u njihovom istraživanju najviše utjecao promet te da je on glavni izvor onečišćenja tla teškim metalima, te da se sadržaj cinka značajno smanjio na 20-ak metara udaljenosti od ceste.

4.7. Prostorna varijabilnost ukupnog bakra u tlu na području Parka Maksimir

Bakar (Cu) je metal koji se prirodno nalazi u tlu u koncentracijama koje se obično kreću od 13 do 24 mg/kg (Kabata-Pendias 2001), a u tlima Hrvatske akumuliran je u rasponu od 3 mg/kg do 429 mg/kg (Halamić i Miko, 2009). Bakar je jedan od 16 esencijalnih elemenata. U tlu je sadržan u mineralima gline, a u njega dopijeva i gnojidbom i primjenom zaštitnih sredstva na bazi bakra (Kumar i sur., 2021.; Uchida, 2000.). Kruženje Cu u tlu je kontrolirano je geokemijskim kruženjem organskog ugljika u tlu, Fe-Mn oksida i drugih minerala gline u tlu (Little i sur., 2019; Minkina i sur., 2019).

Rezultati ovog istraživanja ukazuju da je relativno najviši sadržaj bakra utvrđen na lokaciji 2 (Preko puta stadiona) 53,5 mg/kg, a najmanja vrijednost 16,0 mg/kg ovog elementa je prisutna u tlu na lokaciji 6 (Prilesje šuma lijevi vrh) (slika 4.7.1.). Prosječna utvrđena vrijednost ovog metala na području Parka iznosi 32,1 mg/kg. Analizirajući kartografski prikaz može se zaključiti da se sadržaj bakra u tlu smanjuje s dubljim prodiranjem u sjevernije i sjeveroistočne dijelove šume Parka. MDK za Cu kao i za već spomenute prethodne metale u tlu definiran je u odnosu na reakciju tla te s obzirom na predložene vrijednosti $\text{pH} < 5$, $5-6$ i > 6 , MDK po kategorijama iznosi 60, 90 i 120 mg/kg (NN 71/19). Navedeno ukazuje da tlo na području Parka nije onečišćeno ovim metalom.



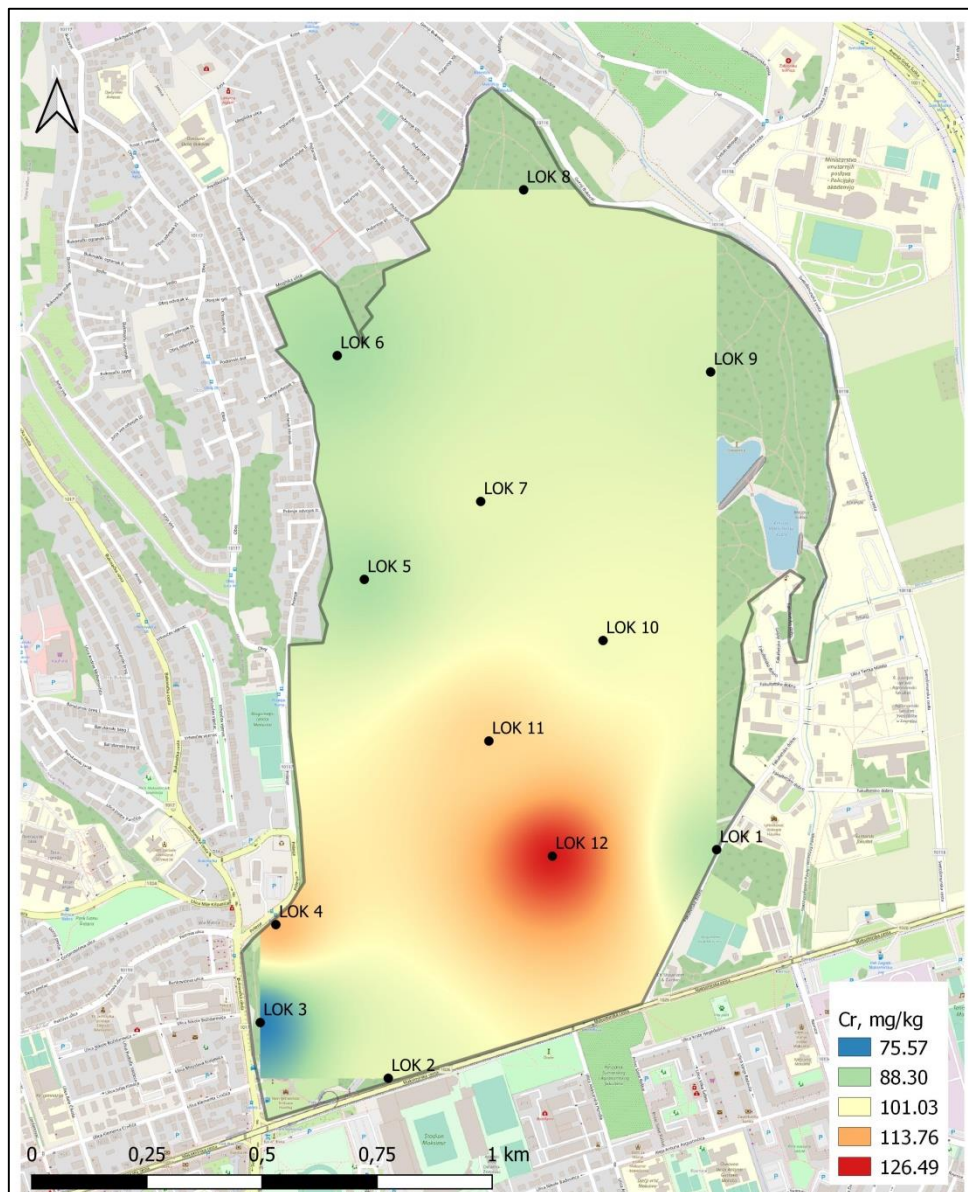
Slika 4.7.1. Prostorna varijabilnost sadržaja ukupnog bakra u tlu na području Parka Maksimir

4.8. Prostorna varijabilnost ukupnog kroma u tlu na području Parka Maksimir

Krom je sveprisutan u okolišu, nalazi se u različitim koncentracijama u zraku, tlu, vodi i svim biološkim tvarima (Adriano, 2001.). Kategoriziran je kao najkancerogeniji element prema Međunarodnoj agenciji za istraživanje raka (IARC, 1987.), stoga ovaj metal zahtijeva detaljno razumijevanje i dubinsko praćenje u okolišu, posebice u sustavu tlo-biljka. Koncentracije Cr u tlu mogu varirati od neznatnih (u tragovima) do 5,23 % (52,3 g/kg) (NAS 1974.), a u Hrvatskoj su od 18 mg/kg do 524 mg/kg (Halamić i Miko, 2009.). MDK za Cr prema predloženim vrijednosti pH < 5, 5-6 i > 6, MDK po kategorijama iznosi 40, 80 i 120 mg/kg (NN 71/19).

Prema prikazanoj prostornoj varijabilnosti sadržaja ukupnog kroma u tlu na području Parka (slika 4.8.1.) ističe se lokacija 12 (Vidikovac, kraj sedla) s 126,5 mg/kg kroma. Na toj lokaciji utvrđena pH vrijednost iznosila je 7,09, što ukazuje da je tlo na

ovoj lokaciji onečišćeno kromom. Na lokaciji 4 (Prilesje mali parking) također je zabilježen sadržaj kroma iznad 100 mg/kg i iznosio je 112 mg/kg. Reakcija tla na ovoj lokaciji je bila alkalna, i tlo s obzirom na zabilježenu vrijednost sadržaja kroma nije onečišćeno ovim metalom. Sadržaj kroma u sjevernom dijelu Parka (lokacije 5, 6, 7, 8, 9 i 10) varirao je od 88,0 mg/kg do 99,5 mg/kg. To su lokacije s kiselim reakcijom tla na kojima MDK propisuju sadržaj ovo elementa do 40 mg/kg, što ukazuje da je tlo u sjevernom dijelu Parka onečišćeno kromom.



Slika 4.8.1. Prostorna varijabilnost sadržaja ukupnog kroma u tlu na području Parka Maksimir

. U biljkama, toksičnost Cr uzrokuje štetan učinak na različite fiziološke, biokemijske i molekularne osobine, usporavajući rast i smanjujući ukupni prinos. Mnoge studije su izvijestile da visoka akumulacija Cr u biljkama utječe na sadržaj klorofila, što dovodi do inhibicije fotosinteze (Ali i sur., 2023.). Prema Dotaniya i sur.

(2014.) veće nakupljanje Cr u biljkama značajno utječe na klijavost sjemena i usporava rast korijena i izdanaka, što utječe na ukupnu biomasu i prinos.

Sanacija kromom onečišćenih tala predstavlja niz jedinstvenih izazova. Najčešće korištene tehnike su otkopavanje tla i nasipavanje, stabilizacija, fizikalno-kemijska ekstrakcija, ispiranje tla i fitoremedijacija. Nijedna od ovih tehnika nije u potpunosti prihvaćena kao najbolja opcija jer ili nude privremeno rješenje, ili se jednostavno samo imobilizira kontaminant ili su financijski neisplative kada se primjenjuju na velikim površinama (Yamamoto i sur., 1993.).

5. Zaključak

Na temelju rezultata ovog istraživanja mogu se donijeti sljedeći zaključci:

- Utvrđena pH vrijednost tla bila je u rasponu od 3,22 do 7,25, odnosno tlo Parka Maksimir je jako kisele do alkalne reakcije. Kiselo tlo prevladava u sjevernom šumskom dijelu parka, dok je alkalno tlo smješteno u južnom dijelu parka u blizini prometnica.
- Tlo u Parku je dosta (3,9 %) do vrlo jako humozno (13,7 %) i dobro (0,168 %) do vrlo bogato (0,562 %) opskrbljeno ukupnim dušikom.
- Sadržaj ukupnog sumpora na području Parka varirao je od 0,074 % do 0,119 % s prosječnom vrijednošću od 0,094 % i koeficijentom varijacije od 11,9 %.
- Sadržaj akumuliranih metala u prosjeku je iznosio 48,3 mg Pb/kg, 97,8 mg Zn/kg, 32,1 mg Cu/kg, 97,9 mg Cr/kg. Na svim promatranim lokacijama u Parku sadržaj olova i bakra bio je ispod propisanih MDK vrijednosti, dok je u sjevernim dijelovima Parka s kiselom reakcijom tla sadržaj cinka i kroma premašio propisane MDK vrijednosti (60 mg Zn/kg i 40 mg Cr/kg) u rasponu od 63,0-114,0 mg Zn/kg i 88,0-99,5 mg Cr/kg.
- Imajući na umu značaj Parka Maksimira, njegovu važnost za grad Zagreb i za sve stanovnike grada, pa i posjetitelje i turiste, kao i ekološku važnost samog područja, na temelju svega navedenoga bilo bi poželjno i svrsishodno uspostaviti kontinuirani monitoring tla na području Parka.

6. Literatura

1. Adriano D.C. (2001). Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. Springer New York. 315-410.
2. Ali S., Mir R.A., Tyagi A., Manzar N., Kashyap A. S., Mushtaq M., Raina A., Park S., Sharma S., Mir Z.A. (2023). Chromium Toxicity in Plants: Signaling, Mitigation, and Future Perspectives. *Plants*, 12(7), 1502. <https://doi.org/10.3390/plants12071502>
3. Andreux F. (1996). Humus in World Soils. Humic Substances in Terrestrial Ecosystems, 45–100. <https://doi.org/10.1016/B978-044481516-3/50003-7>
4. Angold P.G. (1997). The Impact of a Road Upon Adjacent Heathland Vegetation: Effects on Plant Species Composition. *Journal of Applied Ecology* 34(2): 409-417.
5. Biloš C., Colombo J. C., Skorupka C. N., Presa M. J. P. (2001). Source, Distribution and Variability of Airborne Trace Metals in La Plata City Area, Argentina. *Environmental Pollution*, 111(1): 149-158.
6. Bolund P., Hunhammar S. (1999). Ecological Services in Urban Areas. *Ecological Economics*, 29(2): 293-301.
7. Bonilla-Bedoya S., Zalakeviciute R., Coronel D.M., Durango-Cordero J., Molina J.R., Macedo-Pezzopane J.E. (2021). Spatiotemporal variation of forest cover and its relation to air quality in urban Andean socio-ecological systems. *Urban Forestry and Urban Greening*, 59, 127008. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127008>
8. Bullock, P. and Gregory, P.J. (1991). Soils: A Neglected Resource in Urban Areas. U: Soils in the Urban Environment (ur. Bullock P. i Gregory P.J.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781444310603.ch1>
9. Camberato J.J. (2001). Nitrogen in soils and fertilizers. *South Carolina Turfgrass Foundation News*. 8(1): 6-10.
10. Cheverry C., Gascuel C. (2009). *Sous les pavés, la terre*. Omniscience, Mouans-Sartoux, Francuska.
11. Chibuike G. U., Obiora S. C. (2014). Heavy Metal Polluted Soils: Effect on Plants and Bioremediation Methods. *Applied and Environmental Soil Science*. <https://doi.org/10.1155/2014/752708>
12. Cornelis J., Hermy M. (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning*. 69(4): 385-401.
13. Cotter-Howells J., Caporn S. (1996). Remediation of contaminated land by formation of heavy metal phosphates. *Applied Geochemistry*, 11(1-2): 335-342,
14. Craul P.J. (1985). A description of urban soils and their desired characteristics. *Arboriculture and Urban Forestry*, 11(11): 330–3.
15. Craul P.J. (1992). *Urban Soil in Landscape Design*. Wiley, New York, SAD.

16. Čoga L. i Slunjski S. (2018). Dijagnostika tla u ishrani bilja: Priručnik za uzorkovanje i analitiku tla. Sveučilište u Zagrebu Agronomski fakultet, Zagreb
17. Dao L., Morrison L., Zhang H. (2014). Influences of traffic on Pb, Cu and Zn concentrations in roadside soils of an urban park in Dublin, Ireland. *Environmental Geochemistry Health*, 36(3): 333–343.
18. De Kimpe C., Morel J. L. (2000). Urban Soil Management: A Growing Concern. *Soil Science*, 165: 31-40.
19. Dotaniya M.L., Thakur J.K., Meena V.D., Jajoria D.K., Rathor G. (2014). Chromium Pollution: A Threat to Environment—A Review. *Agricultural Reviews*, 35(2): 153-157.
20. Državni zavod za statistiku, Popis 2021. <https://dzs.gov.hr/vijesti/objavljeni-konacni-rezultati-popisa-2021/1270> -pristup: 01.06.2023.
21. EEA (2016). European Environment Agency <https://www.eea.europa.eu/highlights/eu-greenhouse-gas-emissions-at> - pristup: 20.06.2023.
22. EEA (2020). European Environment Agency. https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/greenhouse-gas-emissions-from-transport-1#tab-chart_1 - pristup: 20.06.2023.
23. EEA (2022). European Environment Agency. https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/percentage-of-total-green-infrastructure#tab-googlechartid_chart_11 - pristup: 20.06.2023.
24. Efremova V. A., Dabakh E. V., Kondakova L. V. (2013). A chemical and biological assessment of the state of urban soils. *Contemporary Problems of Ecology*, 6(5): 561–568.
25. Feng-Rui L., Ling-Fen K., Xiaoqing G., Wei H., Fa-Wang Y., Wen-Long H.. (2007). Traffic-Related Heavy Metal Accumulation in Soils and Plants in Northwest China. *Soil & Sediment Contamination*. 16: 473-484.
26. Folkeson L., Bækken T., Brenčić M., Dawson A., François D. Kurímská P., Leitão, T. E., Licbinsky R., Vojtešek M. (2008). Sources and fate of water contaminants in roads. *Water in Road Structures*, 107-146.
27. Forman R.T.T., Alexander L. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1): 207–231.
28. Francis C. (1997). *People Places; Design Guidelines for Urban Open Space*. (ur. Marcus Cooper C. i Francis C), John Wiley and Sons, Hoboken.
29. Freney J. R., Williams C. H. (1983). The sulfur cycle in soil. U *The global biogeochemical sulfur cycle* (ur. Ivanov, M.V. i Freney, J.R.) John Wiley & Sons, New York, SAD, 129-201.
30. Germida J.J., Wainwright M., Gupta V.V.S.R. (1991). *Biochemistry of Sulfur Cycling in Soil*. Soil Biochemistry, CRC Press.
31. GLD (2023). Queensland Government <https://www.qld.gov.au/environment/land/management/soil/soil-properties/ph-levels> - pristup: 23.06.2023.
32. Gluhic D. (2013). Mikroelementi u funkciji gnojidbe bilja. *Glasnik Zaštite Bilja*, 36:(5), 26-34.

33. Godefroid S., Koedam N. (2004). The impact of forest paths upon adjacent vegetation: effects of the path surfacing material on the species composition and soil compaction, *Biological Conservation*, 119(3): 405-419.
34. Golwer A. (1991). Belastung von Böden und Grundwasser durch Verkehrswege. *Forum Städte-Hygiene* 42: 266–275.
35. Grad Zagreb Službena stranica, <https://www.zagreb.hr/popis-stanovnistva-kucanstava-i-stanova/1043> - pristup: 15.05.2023.
36. Gu Y.-G., Gao Y.-P., Lin Q. (2016). Contamination, bioaccessibility and human health risk of heavy metals in exposed-lawn soils from 28 urban parks in southern China's largest city, Guangzhou. *Applied Geochemistry*, 67: 52-58,
37. Gupta V.V.S.R., Lawrence J.R., Germida J.J. (1988). Impact of elemental sulfur fertilization on agricultural soils. II. Effects on sulfur-oxidizing populations and oxidation rates. *Canadian Journal of Soil Science* 68(3): 475-483.
38. Halamić J., Miko S. (2009). *Geokemijski atlas Republike Hrvatske*. Hrvatski geološki institut, Zagreb
39. Heidt V., Neef M. (2008). Benefits of Urban Space for Improving Urban Climate, Ecology, Planning and Management of Urban Forests: International Perspective. *Journal of Environmental Protection*, 2 (5) <http://dx.doi.org/10.4236/jep.2011.25069>
40. Hoffmann S., Csitári G., Hegedüs L. (2002). The Humus Content and Soil Biological Properties as a Function of Organic and Mineral Fertilization. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 48(2): 141–146.
41. IARC (1987). Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. 7:1-440. International Agency for Research on Cance.
42. JU Maksimir, službena stranica: <https://park-maksimir.hr/>, Javna ustanova Maksimir, pristup: 15.03.2023.
43. Kabata-Pendias A. (2001). *Trace elements in soils and plants*, CRC Press, Boca Raton.
44. Kaplan R., Kaplan S. (1989). *The experience of nature, a psychological perspective*. Cambridge University Press, Cambridge.
45. Kayhanian M., Fruchtman B. D., Gulliver J. S., Montanaro C., Ranieri E., Wuertz S. (2012). Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research*, 46(20): 6609-6624.
46. Khalid N., Hussain M., Young H.S. (2018). Effects of road proximity on heavy metal concentrations in soils and common roadside plants in Southern California. *Environmental Science and Pollution*, 25: 35257–35265.
47. Kumar V., Pandita S., Sidhu G. P. S., Sharma A., Khanna K., Kaur P., Bali A. S., Setia R. (2021). Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: A comprehensive review. *Chemosphere*, 262:127810. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127810>
48. Lal R., Ghurman B., Shearer W. (1990). Sustainability of different agricultural production systems for a rainforest zone of southern Nigeria. U: *Transactions of the International Congress of Soil Science VI*, Kyoto, 186-190.

49. Larondelle, N., Lauf, S. (2016). Balancing demand and supply of multiple urban ecosystem services on different spatial scales. *Ecosystem Services*, 22: 18–31.
50. Li X., Poon C., Liu P. S. (2001). Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16(11-12): 1361-1368.
51. Lindgren Å. (1996). Asphalt wear and pollution transport. *Science of the total environment*, 189–190: 281-286.
52. Little S. H., Munson S., Prytulak J., Coles B. J., Hammond S. J., Widdowson M., (2019). Cu and Zn isotope fractionation during extreme chemical weathering, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 263: 85-107.
53. Loures L., Santos R., Panagopoulos T. (2007). Urban parks and sustainable development: the case study of Partimao City, Portugal. Conference on Energy, Environment, Ecosystem and Sustainable Development, Agios Nikolaos, Greece.
54. Ma Q. Y., Logan T. J., Traina S. J. (1995). Lead immobilization from aqueous solutions and contaminated soils using phosphate rocks. *Environmental Science & Technology*, 29:1118–1126.
55. Maes J., Zulian G., Günther S., Thijssen M., Raynal J. (2019). Final Report Enhancing Resilience Of Urban Ecosystems through Green Infrastructure, European Union, Luxembourg.
56. Mengel K., Kirkby E. A., Kosegarten H., Appel T. (2001). Nitrogen. U *Principles of Plant Nutrition*, Springer Dordrecht, 397–434.
57. Minkina T., Nevidomskaya D., Burachevskaya M., Bauer T., Shuvaeva V., Soldatov A., Mandzhieva S., Zubavichus Y. (2019). Possibilities of chemical fractionation and X-ray spectral analysis in estimating the speciation of Cu²⁺ with soil solid-phase components. *Applied Geochemistry*, 102: 55-63.
58. Miretzky P., Fernandez-Cirelli A. (2008). Phosphates for Pb immobilization in soils: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 6:121–133.
59. Morel J. L., Schwartz C., Florentin L., de Kimpe C. (2005). Urban soils. U: *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier, 202-208.
60. Münch D. (1993). Concentration profiles of arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, zinc, vanadium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in forest soil beside an urban road. *Science of the total environment*, 138(1-3): 47-55.
61. NAS (1974). Chromium. National Research Council, Committee on Biological Effects of Atmospheric Pollutants, National Academy of Science (NAS) Washington, SAD
62. NN 71/19. Narodne novine (2019). Pravilnik o zaštiti poljoprivrednog zemljišta od onečišćenja. Donositelj: Ministarstvo poljoprivrede.
63. NN 80/13. Narodne novine (2013). Zakon o zaštiti prirode. Donositelj: Hrvatski sabor.
64. Nriagu J.O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338: 47–49.

65. Ryan K., Zhang P., Hesterberg D., Chou J., Sayers D. (2001). Formation of chloropyromorphite in a lead-contaminated soil amended with hydroxyapatite. *Environmental Science & Technology*, 35: 3798–3803.
66. Sandrin T.R., Hoffman D.R. (2007). Bioremediation of organic and metal co-contaminated environments: effects of metal toxicity, speciation, and bioavailability on biodegradation. *Environ Bioremediation Technol*, 1:1–34.
67. Schwartz C., Séré G., Stas M., Blanchart A., Morel J.L., Consales J.N. (2015). Quelle ressource sol dans les villes pour quels services et quels aménagements? *Innovations agronomiques*, 45:1–11.
68. Singh B., Cattle S.R., Field D.J. (2014). Edaphic Soil Science, Introduction to. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, Academic Press, 35-58.
69. Sorensen M., Smit J., Barzetti V., Williams J. (1997). The role of urban parks for the sustainable city. *Journal of Landscape and Urban Planning*. 68: 128-138.
70. Škorić A. (1992). Priručnik za pedološka istraživanja. Sveučilište u Zagrebu, Fakultet poljoprivrednih znanosti Zagreb, Zagreb.
71. Tabatabai M. A. (2005). Sulfur in soils. U: *Encyclopedia of soils in the environment*. (ur. Hillel, D.) Elsevier Ltd., Oxford, UK, 76-97.
72. Uchida R. (2000). Essential Nutrients for Plant Growth: Nutrient Functions and Deficiency Symptoms. *Plant Nutrient Management in Hawaii's Soils, Approaches for Tropical and Subtropical Agriculture* (ur. Silva, J.A. i Uchida, R.) College of Tropical Agriculture and Human Resources, University of Hawaii at Manoa.
73. Vangronsveld J., Cunningham S. D. (1998). Introduction to the concepts. U: *Metal Contaminated Soils: in situ Inactivation and Phytoremediation*. (ur. Vangronsveld, J. i Cunningham, S.D.), Springer, New York, SAD, 1-15.
74. Vukadinović V., Lončarić Z. (1988). *Ishrana bilja. II izmjenjeno i dopunjeno izdanje*, Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Poljoprivredni fakultet u Osijeku, Osijek.
75. Vukadinović V., Lončarić Z. (1997). *Ishrana bilja*, Poljoprivredni fakultet Osijek, Osijek.
76. Vukadinović V., Vukadinović V. (2011). *Ishrana bilja izmjenjeno i dopunjeno izdanje*, Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Poljoprivredni fakultet u Osijeku, Osijek.
77. Werkenthin M., Kluge B., Wessolek G. (2014). Metals in European roadside soils and soil solution – A review. *Environmental Pollution*, 189, 98–110.
78. Yamamoto K., Kato J., Yano T., Ohtake H. (1993). Kinetics and modelling of hexavalent chromium reduction in *Enterobacter cloacae*. *Biotechnology and Bioengineering*, 41: 129–133.
79. Zechmeister H.G., Hohenwallner D., Riss A., Hanus-Illar A. (2005). Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Environmental Pollution*, 138: 238-249.
80. Zemlyanitsky L. T. (1963). Characteristics of the soils in the cities. *Soviet soil science*, 5: 468-475.

Životopis

Petra Mičić rođena je 12. srpnja 1998. godine u Zagrebu gdje je odrasla s roditeljima Denisom i Snježanom Mičić te sestrom Lucijom Mičić. Prva četiri razreda osnovne škole završila je u Osnovnoj školi Antuna Branka Šimića u Zagrebu, a ostala četiri razreda u Osnovnoj školi Sesvete. Nakon toga upisala je Nadbiskupsku klasičnu gimnaziju. Nakon srednje škole upisuje Agronomski fakultet u Zagrebu, preddiplomski studij Hortikultura a zatim diplomski studij Agroekologija usmjerenje Agroekologija.