



UNIVERZITET U NOVOM SADU
PRIRODNO-MATEMATIČKI FAKULTET
DEPARTMAN ZA HEMIJU, BIOHEMIJU
I ZAŠTITU ŽIVOTNE SREDINE



**RAZVOJ HOLISTIČKOG MODELA ZA
PRIORITIZACIJU DEPONIJ ZA SANACIJU I/ILI
ZATVARANJE NA OSNOVU PROCENE UTICAJA NA
ŽIVOTNU SREDINU**

- DOKTORSKA DISERTACIJA -

Mentor:
Prof. dr Dejan Krčmar

Kandidat:
MSc Slaven Tenodi

Novi Sad, 2023. godine

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA¹

Vrsta rada:	Doktorska disertacija
Ime i prezime autora:	Slaven Tenodi
Mentor (titula, ime, prezime, zvanje, institucija):	dr Dejan Krčmar, redovni profesor, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu
Naslov rada:	Razvoj holističkog modela za prioritizaciju deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu
Jezik publikacije (pismo):	Srpski (latinica)
Fizički opis rada:	Uneti broj: Stranica - 242 Poglavlja - 7 Referenci - 426 Tabela - 46 Slika - 46 Grafikona - 0 Priloga - 12
Naučna oblast:	Zaštita životne sredine
Uža naučna oblast (naučna disciplina):	Zaštita životne sredine
Ključne reči / predmetna odrednica:	multi-kriterijumska metoda odlučivanja, deponije komunalnog otpada, uticaj deponija na životnu sredinu, težinski faktori, monitoring podzemne vode, monitoring zemljišta
Rezime na jeziku rada:	Deponije komunalnog otpada predstavljaju važan i neizostavan element integrisanog upravljanja otpadom, ujedno predstavljajući, naročito tokom aktivnog perioda rada, gotovo neiscrpan izvor emisije zagađujućih materija u životnu sredinu. Ovaj je negativan uticaj najizraženiji kod deponija koje ne ispunjavaju osnove uslove definisane nacionalnim i međunarodnim regulativama. Države u razvoju, poput Republike Srbije, suočene su sa najizraženijim problemima neadekvatnog upravljanja otpadom, kao rezultat ograničenog budžeta za komunalne delatnosti, nedostatka razumevanja problema i nedovoljno dostupnih podataka, zbog čega se sanacija i zatvaranje nesanitarnih deponija po pravilu vrši na nesistematski način. Vodeći se holističkim pristupom, prvo je neophodno sagledati faktore koji doprinose zagađenju životne sredine, pri čemu veliki broj nesanitarnih deponija i faktora od značaja, postupak evaluacije deponija sa aspekta uticaja na životnu sredinu predstavlja kompleksan proces, gde primena MCDM pokazuje veliki potencijal. S tim u vezi, izvršena su opsežna

¹ Autor doktorske disertacije potpisao je i priložio sledeće Obrasce:

5b – Izjava o autorstvu;

5v – Izjava o istovetnosti štampane i elektronske verzije i o ličnim podacima;

5g – Izjava o korišćenju.

Ove Izjave se čuvaju na fakultetu u štampanom i elektronskom obliku i ne koriče se sa tezom.

ispitivanja u cilju utvrđivanja uticaja pet odabranih deponija komunalnog otpada različitih karakteristika na stanje životne sredine, i na osnovu rezultata je izvršeno definisanje dve različite MCDM korišćene za prioritizaciju deponija u odnosu na rizik koje oni predstavljaju sa aspekta uticaja na životnu sredinu: SAW-FUCOM i EVIAVE. Odabrane model alternative, odnosno deponije komunalnog otpada (G, M, Z, SM i S), koju su po svojim karakteristikama dovoljno različite za potrebe određivanja performansi korišćenih MCDM modela. Deponija Z nije prethodno imala uslove uzorkovanja podzemne vode, a za te potrebe izvršeno je postavljanje brzih, pametnih pijeometara tehnikom utiskivanja konusa. Kako kriterijumi i pod-kriterijumi MCDM modela predstavljaju parametre po kojima se mere performanse odabranih modela u odnosu na procenu uticaja ispitivanih deponija na životnu sredinu, njihov odabir je izvršen u skladu sa ciljevima i kontekstom MCDM modela, dostupnosti relevantnih podataka u odnosu na opravdanost njihove upotrebe, mogućnostima njihove primene na veći broj deponija i opštim zahtevima MCDM. Odabrano je ukupno 21, odnosno 23 pod-kriterijuma uzimajući u obzir i pod-kriterijume koji opisuju realno stanje kvaliteta podzemne vode i zemljišta na ispitivanim deponijama (Kvalitet podzemne vode i Kvalitet zemljišta), čije su vrednosti određene računanjem Nemerow-og indeksa (NPI). Za EVIAVE model korišćene su predefinisane vrednosti težinskih faktora, dok je za SAW-FUCOM model korišćena FUCOM metoda definisanja težinskih faktora učešćem pet donosioca odluka. Kroz pet koraka FUCOM algoritma donosioci odluka su dodelili najveći značaj tehničko-tehnološkim i operativnim pod-kriterijumima deponija, određujući tako prioritet izvoru zagađenja u sistemu izvor-put dospevanja-receptor.

Monitoring kvaliteta podzemne vode ispitivanih deponija obuhvatio je uzorkovanje podzemne vode u periodu od 2015. do 2019. godine, i analizu širokog opsega parametara, od kojih su se prema njihovim vrednostima ili Pearsonovim koeficijentima korelacije relevantnim pokazali Fe, Mn, Zn, Cd, Cu, Ni, Cr, As i $\sum PAH_{16}$. Kvalitet zemljišta na teritoriji ispitivanih deponija određen je monitoringom u periodu od 2016. do 2019. godine, pri čemu su, kao u slučaju podzemne vode, takođe dobijene visoke vrednosti standardnih devijacija ispitivanih parametara (Ni, Zn, Cd, Cr, Cu, Pb, As, Hg, $\sum PAH_{16}$ i mineralna ulja) potvrđujući time potrebu za analizom kvaliteta zemljišta i podzemne vode tokom perioda visokog i niskog vodostaja. Prethodno navedeni ispitivani parametri kvaliteta zemljišta su se svi, svojim povećanim sadržajem ili korelacijom određenom Pearsonovim koeficijentom korelacije, pokazali relevantnim NPI model parametrima. Opravdanost upotrebe monitoringom dobijenih rezultata kvaliteta podzemne vode i zemljišta određena je analizom odnosa stepena potrebne kompleksnosti modela u odnosu na njihovu pouzdanost tokom evaluacije ispitivanih deponija prema njihovom uticaju na životnu sredinu kroz dve izvedbe SAW-FUCOM i EVIAVE modela: integrisani (sa upotrebom monitoringom dobijenih rezultata) i probabilistički (bez upotrebe monitoringom dobijenih rezultata). Analizom osetljivosti multi-kriterijumske prioritizacije ispitivanih deponija, i jednostavnim poređenjem dobijenih ocena deponija

	<p>zaključeno je da sve konačne ocene deponije S ukazuju na najveći prioritet u odnosu na ostale ispitivane deponije, što čini deponiju S jedinu jednako rangiranu primenom MCDM modela. Rezultati SAW-FUCOM i EVIAVE rangiranja pokazuju najveće razlike za deponije Z i SM, pri čemu je deponija SM rangirana kao druga po prioritetu za sanaciju i/ili zatvaranje SAW-FUCOM modelom, dok je EVIAVE modelom rangirana kao treća (i obrnuto za deponiju Z). Različito rangiranje ovih deponija rezultat je drugačijeg pristupa korišćenju pod-kriterijuma MCDM modela, naročito u domenu uticaja na zemljište. Generalno veće ocene ispitivanih deponija dobijene su SAW-FUCOM modelom, što ukazuje na različitost primenjenih MCDM modela i njihovog ophođenja prema vrednostima odabranih pod-kriterijuma. Razlike ocena ispitivanih deponija SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P modela pokazuje veće varijacije u vezi sa kompleksnošću deponije, dok su razlike ocena dobijene EVIAVE_I i EVIAVE_P modela u funkciji različitosti uticaja deponija na zemljište. Obe izvedbe SAW-FUCOM modela daju jednake zaključke u pogledu prioriteta ispitivanih deponija za sanaciju i/ili zatvaranje, što nije slučaj za EVIAVE model. U tom smislu, SAW-FUCOM model pokazuje manju osetljivost, i time veću pouzdanost njegove primene. Posredstvom dva scenarija, odnosno dve izvedbe (integrisane i probabilističke) SAW-FUCOM modela formirane su liste prioriteta ispitivanih deponija koje jednako rangiraju ove deponije. Detaljnom analizom dobijenih ocena ispitivanih deponija zaključuje se da integrisanje rezultata monitoringa kvaliteta podzemne vode i zemljišta pod uticajem deponije ne pravi suštinske razlike u ocenjivanju deponija, ne iskazujući dovoljno opravdanosti, odnosno neophodnosti uključivanja ovako dobijenih podataka. Na osnovu liste prioriteta za zatvaranje/sanaciju deponija komunalnog otpada formirane SAW-FUCOM modelom stvoriće se preduslovi za bolje planiranje i obezbeđivanje potrebnih sredstava za aktivnosti zatvaranja i sanacije, istovremeno pomažući nadležnim institucijama i komunalnim preduzećima da vrše dobro osnovane odluke o prioritizaciji deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi.</p>
Datum prihvatanja teme od strane nadležnog veća:	23. 01. 2020.
Datum odbrane (popunjava odgovarajuća služba):	
Članovi komisije: (titula, ime, prezime, zvanje, institucija):	<p>Predsednik: dr Božo Dalmacija, profesor emeritus, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu</p> <p>Član: dr Srđan Rončević, redovni profesor, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu</p> <p>Član: dr Dejan Krčmar, redovni profesor, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu</p> <p>Član: dr Dejan Ubavin, redovni profesor, Fakultet tehničkih nauka, Univerzitet u Novom Sadu</p>
Napomena:	/

KEY WORD DOCUMENTATION²

Document type:	Doctoral dissertation
Author:	Slaven Tenodi
Supervisor (title, first name, last name, position, institution):	Dr. Dejan Krčmar, Full professor, Faculty of Sciences, University of Novi Sad
Thesis title:	Development of holistic model for prioritization of landfills for remediation and/or closure based on environmental impact assessment
Language of text (script):	Serbian (Latin)
Physical description:	Number of: Pages - 242 Chapters - 7 References - 426 Tables - 46 Illustrations - 46 Graphs - 0 Appendices - 12
Scientific field:	Environmental Protection
Scientific subfield (scientific discipline):	Environmental Protection
Subject, Key words:	multi-criteria decision making, municipal solid waste landfills, environmental impact of landfills, weight factors, groundwater monitoring, soil monitoring
Abstract in English language:	Municipal solid waste landfills represent an important and essential element of integrated waste management, at the same time representing an almost inexhaustible source of environmental pollution, especially during active period. This negative impact is most intensive at landfills that do not meet the basic requirements defined by national and international regulations. For developing countries, such as the Republic of Serbia, the risks of inadequate waste management are even greater as a result of a limited budget for communal activities, a lack of understanding of the problem and insufficiently available data, which is why the rehabilitation and/or closure of unsanitary landfills is usually carried out in an unsystematic way. Guided by a holistic approach, it is first necessary to look at the factors that contribute to environmental pollution, taking into account large number of unsanitary landfills and important factors, making evaluation procedure of landfills from the aspect of environmental impact a complex process, where the application of MCDM shows great potential. In this regard, a great effort was put into determination of the environmental impact of five selected municipal solid waste

² The author of doctoral dissertation has signed the following Statements:

5b – Statement on the authority;

5v – Statement that the printed and e-version of doctoral dissertation are identical and about personal data;

5g – Statement on copyright licenses.

The paper and e-versions of Statements are held at the faculty and are not included into the printed thesis.

landfills with different characteristics, and based on the results two different MCDM models were developed, that were ultimately used for prioritizing landfills in relation to the environmental risk they represent: SAW-FUCOM and EVIAVE. The selected model alternatives, i.e., municipal solid waste landfills (G, M, Z, SM and S), are sufficiently different in their characteristics for the purposes of determining the performance of used MCDM models. Landfill Z did not previously have conditions for groundwater sampling, and for those needs, quick, smart piezometers were installed using the cone-impression technique. As the criteria and sub-criteria of the MCDM model represent the parameters by which the performance of the selected models is measured in relation to the environmental impact assessment of the investigated municipal solid waste landfills, their selection was made in accordance with the objectives and context of the MCDM model, the availability of relevant data in relation to the justification for their use, the possibilities of their application to a larger number of landfills and the general requirements of MCDM. A total of 21, and ultimately 23 sub-criteria were selected, taking into account the sub-criteria that describe the quality of investigated groundwater and soil under the influence of investigated landfills (groundwater quality and soil quality), whose values were determined by calculating the Nemerow index (NPI). For the EVIAVE model, predefined values of weighting factors were used, while for the SAW-FUCOM model, the FUCOM method of defining weighting factors was used with the participation of five decision makers. Through the five levels of the FUCOM algorithm, decision-makers assigned the greatest importance to the technical-technological and operational sub-criteria of landfills, thus indicating the priority of the pollution source in the source-pathway-receptor system.

The groundwater quality monitoring of the investigated landfills included groundwater sampling in the period from 2015 to 2019, and the analysis of a wide range of parameters, of which the most relevant, according to their values or Pearson's correlation coefficients, are Fe, Mn, Zn, Cd, Cu, Ni, Cr, As and $\sum\text{PAH}_{16}$. The quality of the soil in the territory of the investigated landfills was determined by monitoring in the period from 2016 to 2019, where, similar to groundwater, high values of standard deviations of the analyzed parameters were also obtained (Ni, Zn, Cd, Cr, Cu, Pb, As, Hg, $\sum\text{PAH}_{16}$ and mineral oils), thus confirming the need for soil and groundwater quality analysis during periods of high and low water levels. All of the previously mentioned analyzed soil quality parameters, with their increased content or correlation determined by the Pearson correlation coefficients, proved to be relevant NPI model parameters. The justification for the use of the results obtained by groundwater and soil quality monitoring was determined by analyzing the relationship between the degree of MCDM model complexity and their consistency during the evaluation of the investigated landfills, according to their environmental impact using two modifications of the SAW-FUCOM and EVIAVE models: integrated (includes results obtained by monitoring) and probabilistic (without using monitoring results). By analyzing the sensitivity of the multi-criteria prioritization of the investigated landfills, and by simply comparing the obtained investigated landfills grades, it was concluded that all the final grades of landfill S indicate the highest priority compared to the other investigated landfills, which makes landfill S the only one equally

	<p>ranked using the MCDM models. The results of SAW-FUCOM and EVIAVE ranking show the biggest variances for landfills Z and SM, where landfill SM is ranked with the second priority for closure and remediation by the SAW-FUCOM model, while it is ranked third by the EVIAVE model (and vice versa for landfill Z). The different ranking of these landfills is the result of a different approach of using sub-criteria of the MCDM models, especially in the domain of impact on the soil quality. Generally, higher grades of the investigated landfills were obtained with the SAW-FUCOM model, which indicates the diversity of the applied MCDM models and their design in correlation to sub-criteria usage. The differences in ratings of the investigated municipal solid waste landfills of the SAW-FUCOM_i and SAW-FUCOM_p models show greater variations in relation to the complexity of the landfills, while the differences in ratings obtained by the EVIAVE_i and EVIAVE_p models are in a function of the differences in the impact of landfills on soil quality. Both versions of the SAW-FUCOM model gave the same conclusions regarding the priority of the investigated landfills for closure and remediation, which is not the case for the EVIAVE model. Therefore, the SAW-FUCOM model shows a lower sensitivity, and thus a higher reliability of its application. By means of two scenarios, i.e., two modified (integrated and probabilistic) implementations of the SAW-FUCOM model, investigated landfills priority lists were formed, which rank these landfills equally using both versions of SAW-FUCOM. By means of comprehensive analysis of the obtained investigated municipal solid waste landfills grades, it is concluded that the integration of the results obtained by monitoring of the quality of groundwater and soil under the influence of the landfill does not make essential differences in the evaluation of investigated landfills, not showing enough justification, that is, the necessity of including the data obtained in this way. Based on the list of priorities for the remediation/closure of municipal solid waste landfills obtained by the SAW-FUCOM model, preconditions will be created for better planning and provision of the necessary funds for closure and remediation activities, at the same time helping organizations and utility companies to make well-founded decisions on prioritizing landfills for remediation and/or closure based on environmental and human health impact assessment.</p>
Accepted on Scientific Board on:	23.01.2020.
Defended (Filled by the faculty service):	
Thesis Defend Board (title, first name, last name, position, institution):	<p>President: Dr. Božo Dalmacija, Professor Emeritus, Faculty of Sciences, University of Novi Sad</p> <p>Member: Dr. Srđan Rončević, Full professor, Faculty of Sciences, University of Novi Sad</p> <p>Member: Dr. Dejan Krčmar, Full professor, Faculty of Sciences, University of Novi Sad</p> <p>Member: Dr. Dejan Ubavin, Full professor, Faculty of Technical Sciences, University of Novi Sad</p>
Note:	/

Zahvalnica

Ova doktorska disertacija realizovana je na Katedri za hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine, Departmana za hemiju, biohemiju i zaštitu životne sredine, Prirodno-matematičkog fakulteta u Novom Sadu. Deo istraživanja obuhvaćena doktorskom disertacijom, u periodu od 2016. do 2020. godine, sprovedena su kao deo projekta „Razvoj modela za prioritizaciju deponija za zatvaranje i sanaciju u AP Vojvodini na osnovu procene rizika na životnu sredinu“ (114-451-2249/2016; rukovodilac projekta prof. dr Dejan Krčmar), finansiranog od strane Autonomne Pokrajine Vojvodine, Pokrajinskog sekretarijata za nauku i tehnološki razvoj (Novi Sad).

Pre svega želim da iskažem posebnu zahvalnost mentoru prof. dr Dejanu Krčmaru na razumevanju, savetima i podršci tokom doktorskih studija, kao i na poverenju da se bavim ovom oblašću koje za mene ima poseban značaj.

Izuzetno veliku zahvalnost dugujem prof. dr Boži Dalmaciji, prof. dr Jasmini Agbabi i prof. dr Srđanu Rončeviću na uvek dobronamernim savetima i kritikama, i na mnogobrojnim konsultacijama i meni veoma značajnom prenešenom znanju, što je doprinelo kvalitetu ove doktorske disertacije i mom napredovanju.

Veliku zahvalnost dugujem prof. dr Dejanu Ubavinu, prof. dr Montserrat Zamorano i prof. dr Dragunu Pamučaru na nesebičnoj pomoći i savetima koji su mi omogućili da savladam multi-kriterijumsku metodu odlučivanja, koja predstavlja osnovu ove doktorske disertacije.

Zahvaljujem se svim kolegama sa Katedre za Hemijsku tehnologiju i zaštitu životne sredine na pomoći, podršci i kolegijalnosti.

Najveću zahvalnost dugujem svojim roditeljima, a najviše majci Tatjani i očuhu Goranu, koji su oduvek verovali u mene, imali strpljenja i razumevanja za moje neuspehe i naučili me da verujem u sebe. Neizostavna zahvalnost pripada mom bratu Borisu i kumu Adamu, koji su uvek bili tu za mene, pružajući mi podršku i kada sam mislio da mi ne treba.

Najlepša zahvalnost pripada mojoj Kristiani, koja je kroz bezgraničnu ljubav verovala u mene, podržavala me i podsticala u lepim i teškim periodima, deleći tako samnom ovaj naš zajednički put. Ti i naši momci ste moja ambicija, motivacija i neiscrpan izvor sreće bez koje ne bih uspeo.

Autor

LISTA SKRAĆENICA

Skraćenica	Naziv na srpskom i engleskom jeziku
AHP	Analitički hijerarhijski proces <i>eng. Analytical hierarchy process</i>
(F)ANP	(Fazi) Analitički mrežni proces <i>eng. (Fuzzy) Analytic network process</i>
AQI	Indeks kvaliteta vazduha <i>eng. Air quality index</i>
BPK	Biohemijska potrošnja kiseonika <i>eng. Biochemical oxygen demand</i>
CODAS	Kombinovana procena zasnovana na udaljenosti <i>eng. Combinative distance based assesment</i>
CP	Kompromisno programiranje <i>eng. Compromise Programing</i>
CRI	Indeks zagađenja, u EVIAVE metodologiji <i>eng. Contamination risk index, in EVIAVE methodology</i>
DMC	Devijacija od maksimalne doslednosti <i>eng. Deviation of maximum consistency</i>
DOE	Ministarstvo energetike (SAD) <i>eng. Departmen of Energy (USA)</i>
EC	Elektroprovodljivost <i>eng. Electrical conductivity</i>
EIA	Procena uticaja na životnu sredinu <i>eng. Environmental impact assessment</i>
ELI	Indeks uticaja deponije na životnu sredinu <i>eng. Environmental landfill index</i>
ELECTRE	Eliminacija i odabir za iskazivanje realnosti <i>eng. Elimination and choice expressing reality</i>
EVIAVE	Metodologija procene uticaja deponija na životnu sredinu <i>eng. Environmental impact assessment of landfills methodology</i>
ERⁱ	Faktor ekološkog rizika <i>eng. Ecological risk factor</i>
ERI	Indeks rizika po životnu sredinu <i>eng. Environmental risk index</i>
FMCDM	Multi-kriterijumska metoda odlučivanja zasnovana na fazi logici <i>eng. Fuzzy multi-criteria decision making</i>

Skraćenica	Naziv na srpskom i engleskom jeziku
FUCOM	Metoda potpune doslednosti <i>eng. Full consistency method</i>
GIS	Geografski informacioni sistem <i>eng. Geographic information system</i>
HDEP	Polietilen visoke gustine <i>eng. High-density polyethylene</i>
HPK	Hemijska potrošnja kiseonika <i>eng. Chemical oxygen demand</i>
HQ	Koeficijent hazarda <i>eng. Hazard quotient</i>
I_{geo}	Geo-akumulacioni indeks <i>eng. Geoaccumulation index</i>
ISWA	Međunarodno udruženje za čvrst otpad <i>eng. International solid waste association</i>
LandGEM	Model emisije deponijskog gasa <i>eng. Landfill gas emissions model</i>
LWPI	Indeks zagađenja podzemne vode na teritoriji deponije <i>eng. Landfill water pollution index</i>
MCDM	Multi-kriterijumska metoda odlučivanja <i>eng. Multi-criteria decision making</i>
MDL	Detekcioni limit metode <i>eng. Method detection limit</i>
NOAA	Nacionalna administracija za okeane i atmosferu <i>eng. National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
NPI	Nemerow indeks <i>eng. Nemerow index</i>
NH₃-N	Amonijačni azot <i>eng. Ammoniacal nitrogen</i>
OP	Ortofosfati <i>eng. Orthophosphates</i>
PAH	Policiklični aromatični ugljovodonici <i>eng. Polycyclic aromatic hydrocarbons</i>
Pbc	Vrednost verovatnoće konaminacije <i>eng. Probability of contamination indicator</i>
PCDDs	Polihlorovani dibenzodioksini <i>eng. Polychlorinated dibenzodioxins</i>

Skraćenica	Naziv na srpskom i engleskom jeziku
PCDFs	Polihlorovani dibenzofurani <i>eng. Polychlorinated dibenzofurans</i>
PROMETHEE	<i>eng. Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation</i>
PQL	Praktična granica kvantitacije <i>eng. Practical quantitation limits</i>
RPI	Indeks zagađenja vodotoka <i>eng. River pollution index</i>
RSD	Relativna standardna devijacija <i>eng. Relative standard deviation</i>
SAW	Metoda jednostavnih aditivnih težina <i>eng. Simple additive weighting method</i>
SD	Standardna devijacija <i>eng. Standard deviation</i>
TDS	Ukupne rastvorene materije <i>eng. Total dissolved solids</i>
TN	Ukupan azot <i>eng. Total nitrogen</i>
TOC	Ukupan organski ugljenik <i>eng. Total organic carbon</i>
(F)TOPSIS	(Fazi) Tehnika za redosled prioriteta prema sličnosti sa idealnim rešenjima <i>eng. (Fuzzy) Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution</i>
TP	Ukupan fosfor <i>eng. Total phosphorous</i>
TSS	Ukupne suspendovane materije <i>eng. Total suspended solids</i>
USACE	Inžinjerski korpus vojske SAD <i>eng. United States Army Corps of Engineers</i>
US EPA	Agencija za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Država <i>eng. United States Environmental Protection Agency</i>
USGS	Geološki topografski institut SAD <i>eng. United States Geological Survey</i>
VOC	Isparljiva organska jedinjenja <i>eng. Volatile organic compounds</i>

Skraćenica Naziv na srpskom i engleskom jeziku

WPM	/ <i>eng. Weighted product model</i>
WQI	Indeks kvaliteta vode <i>eng. Water quality index</i>
WHO	Svetska zdravstvena organizacija <i>eng. World Health Organization</i>

SADRŽAJ

REZIME.....	I
ABSTRACT.....	III
1. UVOD.....	1
2. OPŠTI DEO	5
2.1. Upravljanje otpadom.....	5
2.1.1. Evropske i nacionalne regulative iz oblasti upravljanja otpadom	10
2.1.2. Deponije komunalnog otpada	16
2.2. Uticaj deponija komunalnog otpada na životnu sredinu i zdravlje ljudi	23
2.3. Multi-kriterijumska metoda odlučivanja (MCDM)	32
2.3.1. Upotreba MCDM u upravljanju životnom sredinom.....	39
2.3.2. Upotreba MCDM za procenu uticaja i rizika deponija komunalnog otpada na životnu sredinu.....	41
2.3.2.1. Kriterijumi MCDM.....	55
2.3.2.2. Određivanje težinskih faktora MCDM kriterijuma.....	109
2.3.2.3. Analiza osetljivosti MCDM.....	113
3. MATERIJALI I METODE.....	117
3.1. Definisane ciljeva	119
3.2. Odabir alternativa (deponija komunalnog otpada)	120
3.2.1. Deponija G kod Gložana i deponija M kod Maglića	121
3.2.2. Deponija Z kod Žablja	125
3.2.2.1. Postavljanje pijezometara na teritoriji deponije Z kod Žablja	128
3.2.3. Deponija SM kod Sremske Mitrovice.....	131
3.2.4. Deponija S kod Subotice.....	134
3.3. Odabir kriterijuma i pod-kriterijuma MCDM modela	136
3.4. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma i težinskih faktora.....	138
3.4.1. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma.....	139
3.4.1.1. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma Kvalitet podzemne vode.....	145
3.4.1.2. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma Kvalitet zemljišta	147
3.4.2. Određivanje težinskih faktora	149
3.4.2.1. Određivanje težinskih faktora - SAW-FUCOM model	149
3.4.2.2. Određivanje težinskih faktora - EVIAVE model.....	151
3.5. Određivanje vrednosti kriterijuma i multi-kriterijumska prioritizacija odabranih deponija komunalnog otpada	152

3.5.1. Određivanje vrednosti kriterijuma i multi-kriterijumska prioritizacija deponija - SAW-FUCOM model	152
3.5.2. Određivanje vrednosti kriterijuma i multi-kriterijumska prioritizacija deponija - EVIAVE model.....	154
3.6. Analiza osetljivosti.....	159
4. REZULTATI I DISKUSIJA	161
4.1. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma ispitivanih deponija	161
4.1.1. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ ispitivanih deponija.....	165
4.1.2. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet zemljišta“ ispitivanih deponija	169
4.2. Određivanje težinskih faktora FUCOM metodom.....	173
4.3. Određivanje vrednosti kriterijuma SAW-FUCOM i EVIAVE modela.....	178
4.3.1. Određivanje vrednosti kriterijuma SAW-FUCOM _I i SAW-FUCOM _P modela...	179
4.3.2. Određivanje vrednosti kriterijuma i indeksa EVIAVE _I i EVIAVE _P modela.....	185
4.4. Analiza osetljivosti SAW-FUCOM i EVIAVE modela	194
5. ZAKLJUČAK.....	197
6. LITERATURA	203
7. PRILOG	231

REZIME

Deponije komunalnog otpada predstavljaju važan i neizostavan element integrisanog upravljanja otpadom, ujedno predstavljajući, naročito tokom aktivnog perioda rada, gotovo neiscrpan izvor emisije zagađujućih materija u životnu sredinu. Ovaj je negativan uticaj najizraženiji kod deponija koje ne ispunjavaju osnove uslove definisane nacionalnim i međunarodnim regulativama. Države u razvoju, poput Republike Srbije, suočene su sa najizraženijim problemima neadekvatnog upravljanja otpadom, kao rezultat ograničenog budžeta za komunalne delatnosti, nedostatka razumevanja problema i nedovoljno dostupnih podataka, zbog čega se sanacija i zatvaranje nesanitarnih deponija po pravilu vrši na nesistematski način. Vodeći se holističkim pristupom, prvo je neophodno sagledati faktore koji doprinose zagađenju životne sredine, pri čemu veliki broj nesanitarnih deponija i faktora od značaja, postupak evaluacije deponija sa aspekta uticaja na životnu sredinu predstavlja kompleksan proces, gde primena MCDM pokazuje veliki potencijal. S tim u vezi, izvršena su opsežna ispitivanja u cilju utvrđivanja uticaja pet odabranih deponija komunalnog otpada različitih karakteristika na stanje životne sredine, i na osnovu rezultata je izvršeno definisanje dve različite MCDM korišćene za prioritizaciju deponija u odnosu na rizik koje oni predstavljaju sa aspekta uticaja na životnu sredinu: SAW-FUCOM i EVIAVE. Odabrane model alternative, odnosno deponije komunalnog otpada (G, M, Z, SM i S), koju su po svojim karakteristikama dovoljno različite za potrebe određivanja performansi korišćenih MCDM modela. Deponija Z nije prethodno imala uslove uzorkovanja podzemne vode, a za te potrebe izvršeno je postavljanje brzih, pametnih pijezometara tehnikom utiskivanja konusa. Kako kriterijumi i pod-kriterijumi MCDM modela predstavljaju parametre po kojima se mere performanse odabranih modela u odnosu na procenu uticaja ispitivanih deponija na životnu sredinu, njihov odabir je izvršen u skladu sa ciljevima i kontekstom MCDM modela, dostupnosti relevantnih podataka u odnosu na opravdanost njihove upotrebe, mogućnostima njihove primene na veći broj deponija i opštim zahtevima MCDM. Odabrano je ukupno 21, odnosno 23 pod-kriterijuma uzimajući u obzir i pod-kriterijume koji opisuju realno stanje kvaliteta podzemne vode i zemljišta na ispitivanim deponijama (Kvalitet podzemne vode i Kvalitet zemljišta), čije su vrednosti određene računanjem Nemerow-og indeksa (NPI). Za EVIAVE model korišćene su predefinisane vrednosti težinskih faktora, dok je za SAW-FUCOM model korišćena FUCOM metoda definisanja težinskih faktora učešćem pet donosioca odluka. Kroz pet nivoa FUCOM algoritma donosioci odluka su dodelili najveći značaj tehničko-tehnološkim i operativnim pod-kriterijumima deponija, određujući tako prioritet izvoru zagađenja u sistemu izvor-put dospevanja-receptor.

Monitoring kvaliteta podzemne vode ispitivanih deponija obuhvatio je uzorkovanje podzemne vode u periodu od 2015. do 2019. godine, i analizu širokog opsega parametara, od kojih su se prema njihovim vrednostima ili Pearsonovim koeficijentima korelacije relevantnim pokazali Fe, Mn, Zn, Cd, Cu, Ni, Cr, As i $\sum\text{PAH}_{16}$. Kvalitet zemljišta na teritoriji ispitivanih deponija određen je monitoringom u periodu od 2016. do 2019. godine, pri čemu su, kao u slučaju podzemne vode, takođe dobijene visoke vrednosti standardnih devijacija ispitivanih parametara (Ni, Zn, Cd, Cr, Cu, Pb, As, Hg, $\sum\text{PAH}_{16}$ i mineralna ulja) potvrđujući time potrebu za analizom kvaliteta zemljišta i podzemne vode tokom perioda visokog i niskog vodostaja. Prethodno navedeni ispitivani parametri kvaliteta zemljišta su se svi, svojim povećanim sadržajem ili korelacijom određenom Pearsonovim koeficijentom korelacije, pokazali relevantnim NPI model parametrima. Opravdanost upotrebe monitoringom dobijenih rezultata

kvaliteta podzemne vode i zemljišta određena je analizom odnosa stepena potrebne kompleksnosti modela u odnosu na njihovu pouzdanost tokom evaluacije ispitivanih deponija prema njihovom uticaju na životnu sredinu kroz dve izvedbe SAW-FUCOM i EVIAVE modela: integrisani (sa upotrebom monitoringom dobijenih rezultata) i probabilistički (bez upotrebe monitoringom dobijenih rezultata).

Analizom osetljivosti multi-kriterijumske prioritizacije ispitivanih deponija, i jednostavnim poređenjem dobijenih ocena deponija zaključeno je da sve konačne ocene deponije S ukazuju na najveći prioritet u odnosu na ostale ispitivane deponije, što čini deponiju S jedinu jednako rangiranu primenom MCDM modela. Rezultati SAW-FUCOM i EVIAVE rangiranja pokazuju najveće razlike za deponije Z i SM, pri čemu je deponija SM rangirana kao druga po prioritetu za sanaciju i/ili zatvaranje SAW-FUCOM modelom, dok je EVIAVE modelom rangirana kao treća (i obrnuto za deponiju Z). Različito rangiranje ovih deponija rezultat je drugačijeg pristupa korišćenju pod-kriterijuma MCDM modela, naročito u domenu uticaja na zemljište. Generalno veće ocene ispitivanih deponija dobijene su SAW-FUCOM modelom, što ukazuje na različitost primenjenih MCDM modela i njihovog ophođenja prema vrednostima odabranih pod-kriterijuma. Razlike ocena ispitivanih deponija SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P modela pokazuje veće varijacije u vezi sa kompleksnošću deponije, dok su razlike ocena dobijene EVIAVE_I i EVIAVE_P modela u funkciji različitosti uticaja deponija na zemljište. Obe izvedbe SAW-FUCOM modela daju jednake zaključke u pogledu prioriteta ispitivanih deponija za sanaciju i/ili zatvaranje, što nije slučaj za EVIAVE model. U tom smislu, SAW-FUCOM model pokazuje manju osetljivost, i time veću pouzdanost njegove primene. Posredstvom dva scenarija, odnosno dve izvedbe (integrisane i probabilističke) SAW-FUCOM modela formirane su liste prioriteta ispitivanih deponija koje jednako rangiraju ove deponije. Detaljnom analizom dobijenih ocena ispitivanih deponija zaključuje se da integrisanje rezultata monitoringa kvaliteta podzemne vode i zemljišta pod uticajem deponije ne pravi suštinske razlike u ocenjivanju deponija, ne iskazujući dovoljno opravdanosti, odnosno neophodnosti uključivanja ovako dobijenih podataka. Na osnovu liste prioriteta za zatvaranje/sanaciju deponija komunalnog otpada formirane SAW-FUCOM modelom stvoriće se preduslovi za bolje planiranje i obezbeđivanje potrebnih sredstava za aktivnosti zatvaranja i sanacije, istovremeno pomažući nadležnim institucijama i komunalnim preduzećima da vrše dobro osnovane odluke o prioritizaciji deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi.

ABSTRACT

Municipal solid waste landfills represent an important and essential element of integrated waste management, at the same time representing an almost inexhaustible source of environmental pollution, especially during active period. This negative impact is most intensive at landfills that do not meet the basic requirements defined by national and international regulations. For developing countries, such as the Republic of Serbia, the risks of inadequate waste management are even greater as a result of a limited budget for communal activities, a lack of understanding of the problem and insufficiently available data, which is why the rehabilitation and/or closure of unsanitary landfills is usually carried out in an unsystematic way. Guided by a holistic approach, it is first necessary to look at the factors that contribute to environmental pollution, taking into account large number of unsanitary landfills and important factors, making evaluation procedure of landfills from the aspect of environmental impact a complex process, where the application of MCDM shows great potential. In this regard, a great effort was put into determination of the environmental impact of five selected municipal solid waste landfills with different characteristics, and based on the results two different MCDM models were developed, that were ultimately used for prioritizing landfills in relation to the environmental risk they represent: SAW-FUCOM and EVIAVE. The selected model alternatives, i.e., municipal solid waste landfills (G, M, Z, SM and S), are sufficiently different in their characteristics for the purposes of determining the performance of used MCDM models. Landfill Z did not previously have conditions for groundwater sampling, and for those needs, quick, smart piezometers were installed using the cone-impression technique. As the criteria and sub-criteria of the MCDM model represent the parameters by which the performance of the selected models is measured in relation to the environmental impact assessment of the investigated municipal solid waste landfills, their selection was made in accordance with the objectives and context of the MCDM model, the availability of relevant data in relation to the justification for their use, the possibilities of their application to a larger number of landfills and the general requirements of MCDM. A total of 21, and ultimately 23 sub-criteria were selected, taking into account the sub-criteria that describe the quality of investigated groundwater and soil under the influence of investigated landfills (groundwater quality and soil quality), whose values were determined by calculating the Nemerow index (NPI). For the EVIAVE model, predefined values of weighting factors were used, while for the SAW-FUCOM model, the FUCOM method of defining weighting factors was used with the participation of five decision makers. Through the four levels of the FUCOM algorithm, decision-makers assigned the greatest importance to the technical-technological and operational sub-criteria of landfills, thus indicating the priority of the pollution source in the source-pathway-receptor system.

The groundwater quality monitoring of the investigated landfills included groundwater sampling in the period from 2016 to 2019, and the analysis of a wide range of parameters, of which the most relevant, according to their values or Pearson's correlation coefficients, are Fe, Mn, Zn, Cd, Cu, Ni, Cr, As and ΣPAH_{16} . The quality of the soil in the territory of the investigated landfills was determined by monitoring in the period from 2016 to 2019, where, similar to groundwater, high values of standard deviations of the analyzed parameters were also obtained (Ni, Zn, Cd, Cr, Cu, Pb, As, Hg, ΣPAH_{16} and mineral oils), thus confirming the need for soil and groundwater quality analysis during periods of high and low water levels. All of the previously mentioned analyzed soil quality parameters, with their increased content or

correlation determined by the Pearson correlation coefficients, proved to be relevant NPI model parameters. The justification for the use of the results obtained by groundwater and soil quality monitoring was determined by analyzing the relationship between the degree of MCDM model complexity and their consistency during the evaluation of the investigated landfills, according to their environmental impact using two modifications of the SAW-FUCOM and EVIAVE models: integrated (includes results obtained by monitoring) and probabilistic (without using monitoring results).

By analyzing the sensitivity of the multi-criteria prioritization of the investigated landfills, and by simply comparing the obtained investigated landfills grades, it was concluded that all the final grades of landfill S indicate the highest priority compared to the other investigated landfills, which makes landfill S the only one equally ranked using the MCDM models. The results of SAW-FUCOM and EVIAVE ranking show the biggest variances for landfills Z and SM, where landfill SM is ranked with the second priority for closure and remediation by the SAW-FUCOM model, while it is ranked third by the EVIAVE model (and vice versa for landfill Z). The different ranking of these landfills is the result of a different approach of using sub-criteria of the MCDM models, especially in the domain of impact on the soil quality. Generally, higher grades of the investigated landfills were obtained with the SAW-FUCOM model, which indicates the diversity of the applied MCDM models and their design in correlation to sub-criteria usage. The differences in ratings of the investigated municipal solid waste landfills of the SAW-FUCOM_I and SAW-FUCOM_P models show greater variations in relation to the complexity of the landfills, while the differences in ratings obtained by the EVIAVE_I and EVIAVE_P models are in a function of the differences in the impact of landfills on soil quality. Both versions of the SAW-FUCOM model gave the same conclusions regarding the priority of the investigated landfills for closure and remediation, which is not the case for the EVIAVE model. Therefore, the SAW-FUCOM model shows a lower sensitivity, and thus a higher reliability of its application. By means of two scenarios, i.e., two modified (integrated and probabilistic) implementations of the SAW-FUCOM model, investigated landfills priority lists were formed, which rank these landfills equally using both versions of SAW-FUCOM. By means of comprehensive analysis of the obtained investigated municipal solid waste landfills grades, it is concluded that the integration of the results obtained by monitoring of the quality of groundwater and soil under the influence of the landfill does not make essential differences in the evaluation of investigated landfills, not showing enough justification, that is, the necessity of including the data obtained in this way. Based on the list of priorities for the remediation/closure of municipal solid waste landfills obtained by the SAW-FUCOM model, preconditions will be created for better planning and provision of the necessary funds for closure and remediation activities, at the same time helping organizations and utility companies to make well-founded decisions on prioritizing landfills for remediation and/or closure based on environmental and human health impact assessment.

1. UVOD

Eksponencijalni rast svetske populacije, intenzivna urbanizacija i ekonomski razvoj doveli su do povećanja produkcije otpada, čineći upravljanje otpadom jednim od glavnih problema i izazova u svetu. Odlaganje komunalnog otpada na deponije predstavlja važan element integrisanog upravljanja otpadom zbog čega deponije imaju veoma važnu ulogu ovog sistema. Sa druge strane, deponije komunalnog otpada mogu ispoljiti značajne negativne uticaje po životnu sredinu, kao što je degradacija zemljišta i podzemnih voda, emisija gasova staklene bašte i gubitak biodiverziteta. Naročiti problem predstavljaju deponije komunalnog otpada koje nemaju implementirane mere kontrole zagađenja zahtevane zakonskim aktima, poput Direktiva Evropske unije iz oblasti upravljanja otpadom (EU Landfill Directive (1999/31/EC) i Waste Framework Directive (2008/98/EC)), posledično vršeći emisiju različitih polutanata kroz procednu vodu i deponijski gas. Nekontrolisano oslabljanje zagađujućih materija sa deponija komunalnog otpada u vezi je i sa različitim akutnim i hroničnim efektima po ljudsko zdravlje. Države u razvoju, poput Republike Srbije, suočene su sa najizraženijim problemima neadekvatnog upravljanja otpadom kao rezultat ograničenog budžeta za komunalne delatnosti, nedostatka razumevanja problema i nedovoljno dostupnih podataka. Zbog toga sanacija i zatvaranje nesanitarnih deponija komunalnog otpada predstavlja kritičan problem upravljanja otpadom za organe upravljanja, zakonodavne organe i organizacije čije aktivnosti obuhvataju oblasti zaštite životne sredine.

Za rešavanje problema negativnog uticaja postojećih deponija komunalnog otpada na životnu sredinu najbolje je primeniti holistički pristup, što kao prvi korak ima identifikaciju i kvantifikaciju problema, odnosno identifikaciju deponija i procenu njihovog uticaja na životnu sredinu. Uticaj deponija, odnosno deponovanog otpada na životnu sredinu uslovljen je brojnim faktorima, među kojima su količina i sastav otpada, konstrukcione karakteristike deponije, način odlaganja otpada, operativne mere koje se primenjuju tokom životnog veka deponije, kao i brojni faktori koji proizilaze iz prethodno navedenih, a koji se odnose na uslove koji vladaju u telu deponije i utiču na proces razgradnje otpada. Pomenuti faktori se bitno razlikuju između deponija komunalnog otpada, zbog čega je realno pretpostaviti da se i uticaji na životnu sredinu deponija u značajnoj meri razlikuju, odnosno da sa aspekta uticaja na životnu sredinu postoje deponije koje zavređuju posebnu pažnju, kao i deponije koje ne predstavljaju prioritet.

Usled velikog broja faktora od značaja za procese koji će se odvijati na deponiji, kao i produkciju polutanata, postupak evaluacije deponija sa aspekta uticaja na životnu sredinu je kompleksan postupak. Veliki broj deponija komunalnog otpada, česta ograničenost u pogledu preduslova za istraživanja stanja životne sredine (uzorkovanje procedne i podzemne vode, merenje količine i sastava deponijskog otpada) i potreba za drugim investicijama u oblasti životne sredine ograničavaju opseg istraživanja i broj deponija na kojima će se vrši istraživanja, što ukazuje na potrebu za pronalaženjem racionalnog rešenja za definisanje prioriteta za sanaciju i/ili zatvaranje. Opravdanje za ovaj pristup takođe se pronalazi u činjenici da su značajna ulaganja potrebna za otvaranje novih regionalnih sanitarnih deponija kao rešenje za upravljanje buduće nastalog komunalnog otpada, stoga ograničena sredstva ostaju dostupna za uređenje ostalih oblasti upravljanja otpadom, zbog čega je neophodno definisati prioritete u čemu aspekt zaštite životne sredine mora imati veliki značaj.

Jedan od zahteva da Republika Srbija postane država članica Evropske Unije jeste usklađenost sa politikom Evropske Unije o upravljanju životnom sredinom (poglavlje 27), pri čemu je prema izveštaju Evropske Unije za 2022. godinu kao važan nedostatak navedeno da se zatvaranje deponija u Republici Srbiji ne radi na sistematski način, čime se raspoloživa sredstva za to ne koriste na optimalan način, odnosno tamo gde je negativan uticaj na životnu sredinu najveći.

Iz prethodno navedenog proističe potreba za razvojem sveobuhvatnog modela zasnovanog na multi-kriterijumskoj metodi odlučivanja i eksperimentalno dobijenim rezultatima, a u cilju prioritizacije deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu relevantnih podataka, čime će se obezbediti efikasnije investiranje u ovu oblast sa aspekta smanjenja negativnog uticaja na životnu sredinu.

Cilj ove doktorske disertacije jeste razvoj multi-kriterijumske metode odlučivanja (*eng. Multi-Criteria Decision Making, MCDM*) za prioritizaciju deponija komunalnog otpada za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu uticaja na životnu sredinu, uključujući i zdravlje ljudi. S tim u vezi potrebno je sprovesti opsežna ispitivanja u cilju utvrđivanja uticaja odabranih deponija na stanje životne sredine i na osnovu rezultata pristupiti definisanju modela procene uticaja deponija komunalnog otpada na životnu sredinu i zdravlje ljudi, koji će omogućiti prioritizaciju deponija u odnosu na rizik koje oni predstavljaju sa aspekta uticaja na životnu sredinu. Na osnovu liste prioriteta stvorili bi se preduslovi za bolje planiranje i obezbeđivanje potrebnih sredstava za aktivnosti sanacije i zatvaranja. Istovremeno bi i nadležne institucije imale priliku da sagledaju koliki su efekti propusta aktuelne zakonske regulative koja ne predviđa od korisnika/operatora kontrolisanih deponija da obezbede sredstva za njihovo pravilno sanaciju ili zatvaranje, što trenutno rezultira time da deponije čak i nakon prestanka korišćenja ostaju nezaštićene.

Dve različite MCDM metode će se koristiti u okviru istraživanja doktorske disertacije u cilju validacije i evaluacije ovih modela:

- Integrisani *Full Consistency Method* (FUCOM) i *Simple Additive Weighting Method* (SAW) - SAW-FUCOM
- Prilagođeni *Weighted Product Model* (WPM) i *Simple Additive Weighting Method* (SAW) - EVIAVE

Naučno-istraživačko pitanje kojim se vodi ova doktorska disertacija je: Kako se performanse SAW-FUCOM i EVIAVE modela poredi pri prioritizaciji deponija komunalnog otpada za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu uticaja na životnu sredinu? Da bi se odgovorilo na ovo pitanje, definisana je metodologija kojom se istraživanja ove doktorske disertacije vode:

- **Odabir odgovarajućih model parametara - kriterijuma:** Odabir kriterijuma je pre svega zasnovan na razumevanju problema za koje je potrebno doneti odluku prilikom upotrebe MCDM modela. Sa tim u vezi, izvršen je literaturni pregled faktora kojim se mogu kvantitativno, kvalitativno ili deskriptivno prikazati uticaji deponije na životnu sredinu. Adaptacija i/ili razvijanje novih kriterijuma izvršeno je na osnovu eksperimentalno dobijenih podataka istraživanja sprovedenih na pet različitih deponija komunalnog otpada u AP Vojvodini. Na ovih pet deponija izvršiće se procena stanja životne sredine, što osim prikupljanja podataka o radu deponije i upravljačkih aktivnosti nadležnih komunalnih institucija, podrazumeva ispitivanje kvaliteta

podzemne vode i zemljišta. Takođe, razmotreni su i drugi bitni uslovi: hidrogeološki i geološki aspekti, meteorološki i hidrološki uslovi, socio-ekonomski faktori i drugo. Krajnji rezultat ove faze istraživanja je definisanje seta relevantnih model kriterijuma inkorporiranih u MCDM modele;

- **Definisanje težinskih faktora modela:** Poznato je da nemaju svi kriterijumi jednaku važnost pri proceni uticaja deponija na životnu sredinu, zbog čega se zahteva definisanje i dodeljivanje tzv. težinskih faktora koji kvantitativno prikazuju važnost svakog od parametara. U tu svrhu korišćena je metoda FUCOM i predefinisani pristup dodeljivanja težinskih faktora bez učešća donosioca odluka. Cilj ove faze istraživanja je dobijanje težinskih faktora u vezi sa odabranim kriterijumima sa učešćem eksperata iz ove oblasti i bez (predefinisano), odnosno sa više i manje potencijalne subjektivnosti;
- **Definisanje arhitekture modela:** Idealan ishod u razvoju MCDM modela jeste da model bude jednostavan za upotrebu i izmenu, a da ujedno bude i dovoljno kompleksan da obuhvati sve faktore od interesa. U tom cilju korišćene su relativno jednostavne SAW i WPM metode koje kao krajnji proizvod daju jedinstvenu kvantitativnu vrednost (ocenu) koja sveobuhvatno opisuje uticaj ispitivanih deponija na životnu sredinu. Da bi model bio korisniji donosiocima odluka izvršeno je i definisanje pod-ocena (*eng. sub-scores*) prikazanih u formi kriterijuma, koje usmeravaju na kritične probleme ispitivanih deponija;
- **Analiza osetljivosti:** Analiza osetljivosti je ključan korak u procesu multi-kriterijumskog donošenja odluka u cilju procene kako promene težinskih faktora ili kriterijuma utiču na konačne ocene ili odluke. Cilj ove faze istraživanja je da se identifikuje robusnost i pouzdanost multi-kriterijumske prioritizacije deponija pod različitim uslovima, kako bi se donela konačna ocena o tome koji model ima najbolje performanse.

Sa naučnog aspekta sva istraživanja u okviru ove doktorske disertacije imaju za cilj kvantifikaciju i kvalitativnu analizu uticaja deponija na životnu sredinu, kao i stvaranje uslova za definisanje modela za procenu uticaja u uslovima ograničenog pristupa podacima. Istraživanja su od velikog naučnog značaja s obzirom da su sva ispitivanja vršena na realnim sistemima u dužem vremenskom periodu i pri različitim klimatskim i hidrogeološkim uslovima, što će omogućiti razvoj reprezentativnijeg modela procene uticaja. Rezultati proistekli iz ove doktorske disertacije mogu pomoći nadležnim institucijama i komunalnim preduzećima da vrše dobro osnovane odluke o prioritizaciji deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu uticaja na životnu sredinu. Dodatno, doprinos se ogleda u razvoju i validaciji novog MCDM modela za ovu svrhu.

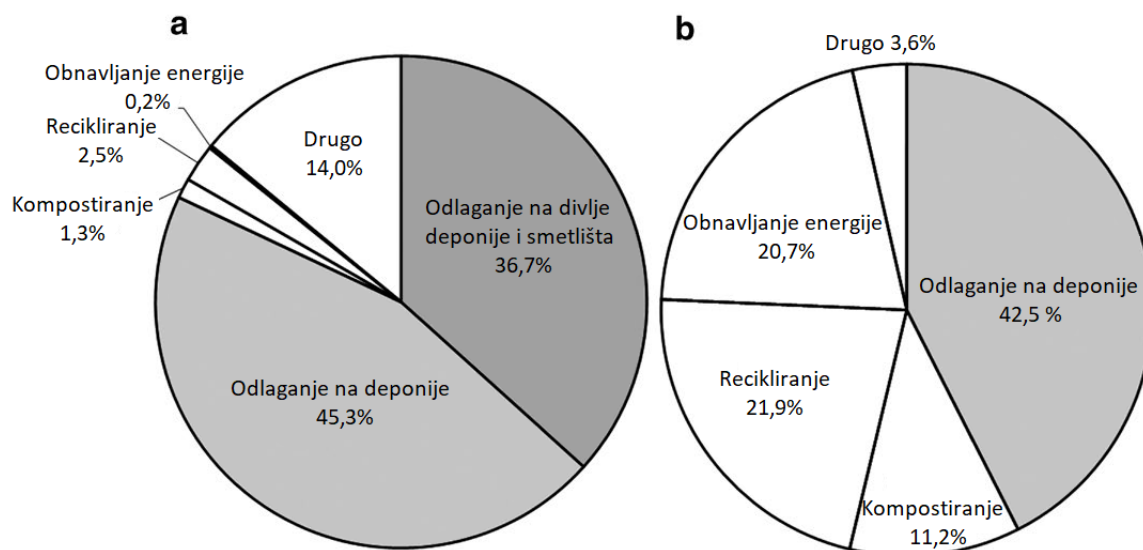
2. OPŠTI DEO

2.1. Upravljanje otpadom

Proteklih 50 godina svedoci smo značajnih pomaka u oblasti upravljanja otpadom, pri čemu je trend da nekontrolisano odlaganje otpada i nekontrolisano spaljivanje otpada biva zamenjeno integrisanim sistemima obrade otpada, recikliranja i krajnjeg tretmana. Ovaj napredak u direktnoj je vezi sa razvojem socijalne svesti o potrebi očuvanju ljudskog zdravlja, prirodnih resursa i životne sredine uopšte. Zakonodavna tela, organizacije i ljudi kao individue sve više razumeju, i u nekim slučajevima podstiču, usvajanje praksi održivog razvoja u svakodnevnom životu, uključujući i upravljanje otpadom (*Townsend i sar., 2015*).

Upravljanje otpadom može se definisati kao sprovođenje propisanih mera za postupanje sa otpadom u smislu njegovog sakupljanja, transporta, privremenog skladištenja, obrade/tretmana i konačnog odlaganja, uključujući i nadzor nad datim aktivnostima i brigu o deponijama nakon njihovog zatvaranja i/ili sanacije (*Pongrácz i Pohjola, 2004*). Sa druge strane, integrisano upravljanje otpadom je noviji koncept i predstavlja optimizaciju dosadašnjih praksi upravljanja otpadom i njihovu integraciju sa novim aspektima strategija upravljanja otpadom (*Seadon, 2006*). Razlika je u tome što integrisano upravljanje otpadom obuhvata i tehničke i ne-tehničke komponente, gde npr. tretman otpada, tehnološki razvoj i reciklaža spadaju u tehničku komponentu, dok npr. usvajanje zakonskih odredbi i kampanje za podizanje svesti građana i donosioca odluka pripadaju ne-tehničkoj komponenti (*Hussain i sar., 2022*). Danas se upravljanje otpadom smatra više-dimenzionalnim problemom, čija rešenja imaju tehnološku, ekonomsku, socio-kulturološku i političku osnovu (*Rajendran i sar., 2019*).

Upravljanje otpadom ima veoma važnu ulogu u održivom razvoju i cirkularnoj ekonomiji. Postoje mnoge definicije održivog razvoja, a ovaj koncept najlakše se može objasniti kao mogućnost zadovoljavanja trenutnih potreba bez ugrožavanja budućih potreba. Posmatrajući „odlaganje otpada“ i „održivi razvoj“ zasebno čini se da je odbacivanje ostataka (otpada) kao poslednja faza upravljanja otpadom u suprotnosti sa praksama održivog razvoja (*Townsend i sar., 2015*). Deponije, međutim, predstavljaju veoma važnu komponentu integrisanih sistema upravljanja otpadom i stoga su važne sa ekonomskog, socijalnog i političkog aspekta. Kao što je prikazano na slici 1, odlaganje otpada na deponije ostaje predominantna metoda upravljanja otpadom u svetu (*Hoornweg i Bhada-Tata, 2012*). Zbog toga se održivi razvoj u pogledu upravljanja otpadom ogleda u naporima inženjera, naučne zajednice i operatera da unaprede tehnike i tehnološke aspekte aktivnosti u vezi sa upravljanjem otpadom (*Reinhart i sar., 2012*). Ciljevi održivog razvoja i realnosti u vezi sa potrebama za modernim, sanitarnim deponijama doveli su do razvoja tehnologija koje omogućavaju da održavanje i rad na deponijama postaje sve više u skladu sa održivim razvojem. U razvijenijim državama, aktivnosti na modernim deponijama se vrše u cilju zadržavanja zagađenja na datoj lokaciji, čime se usklađenosti sa načelima održivog razvoja mogu ogledati kroz očuvanje ljudskog zdravlja i životne sredine na ekonomski opravdan način, naročito ukoliko se vrši tretman otpada i/ili obnavljanje energije. Veći broj deponija na globalnom nivou i dalje se karakterišu kao nekontrolisane ili nedovoljno kontrolisane deponije koje predstavljaju rizik po zdravlje ljudi i životnu sredinu (*Townsend i sar., 2015*).



Slika 1. Procenjena zastupljenost primene metoda konačnog odlaganja otpada u a) nisko i srednje razvijenim državama i b) visoko razvijenim državama (Hoornweg i Bhada-Tata, 2012)

Količina i sastav komunalnog otpada diktiraju mogućnosti i optimalne mere upravljanja otpadom (Pathak i Palami, 2022). Na osnovu novijih izveštaja, ukupna svetska produkcija otpada u 2016. godini procenjena je na 2,01 milijardi tona (World Bank Report, 2018). Do 2030. godine procenjuje se da će produkcija otpada dostići 2,59 milijardi tona godišnje (Hussain i sar., 2022). Glavna pokretačka sila povećanja godišnje produkcije otpada jeste urbanizacija, kao rezultat sve gušće naseljenosti u visoko-urbanizovanim zonama i intenzivnije ekonomije zasnovane na industrijskim i uslužnim aktivnostima (Vij, 2012). Urbanizacija je povezana sa povećanjem svetske populacije, pri čemu se prema izveštaju Ujedinjenih Nacija (UN, 2018) procenjuje da će 2050. godine svetska populacija dostići gotovo 7 milijardi stanovnika, a da će 87% svetske populacije živeti u urbanim zonama. Ekonomski i tehnološki razvoj urbanih zona obično prethode razvoju infrastrukture i poboljšanju zdravstvene nege i obrazovnog sistema, što su osnovni ciljevi održivog razvoja. Sa druge strane, sakupljanje, obrada i odlaganje otpada kao aspekti upravljanja otpadom, ostali su praktično isti ili slični u proteklih 30-40 godina, čak i u razvijenim državama. Sa eksponencijalnim porastom populacije javlja se i sve veća potreba za gradnjom stambenih objekata, obezbeđivanje dovoljno električne energije i dogradnjom vodovodne mreže i saobraćajnica, što su sve aktivnosti tokom kojih nastaje otpad. Upravljanje otpadom obično ima manji prioritet u odnosu na ove aktivnosti urbanizacije, što umnogome ograničava dostizanje ciljeva održivog razvoja (Baralla i sar., 2023).

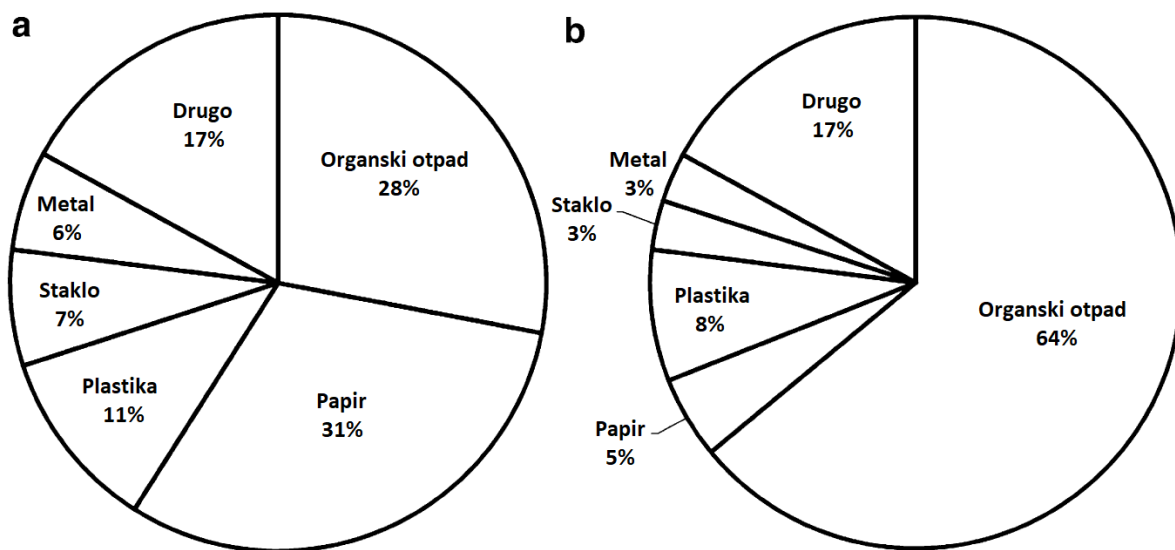
Redovne aktivnosti sistema upravljanja otpadom jednog regiona započinju sakupljanjem otpada. Manje razvijenije države obično imaju manji stepen sakupljanja otpada. Trenutno, većina razvijenijih delova sveta (npr. Evropa, Centralna Azija i Latinoamerika) imaju pokrivenost sakupljanja otpadom veću od 70%, dok manje razvijeniji delovi sveta poput Južne Azije i Južne Afrike imaju pokrivenost sakupljanja otpadom manju od 50% (Hussain i sar., 2022). Prema aktuelnom Programu upravljanja otpadom u Republici Srbiji za period 2022-2031. godine ("Sl. glasnik RS", br 30/18) u Republici Srbiji prosečan stepen sakupljanja komunalnog otpada iznosi 86%, dok 82% industrijskog otpada biva odloženo na lokacijama

gde je otpad proizveden, odnosno ne sakuplja se. Otpad koji se ne sakuplja ili se ne sakuplja na adekvatan način predstavlja veliku opasnost po životnu sredinu i zdravlje ljudi, ali takođe negativno utiče i na ekonomiju. Unapređenje metoda i stepena pokrivenosti sakupljanja otpada predstavlja ključni korak u uspostavljanju dobrog sistema upravljanja otpadom, što posledično dovodi do smanjenja emisije štetnih supstanci u životnu sredinu, ali i otvaranje novih radnih mesta (*Ferronato i Torretta, 2019*).

Obrada i konačno odlaganje komunalnog otpada umnogome zavise od njegovog sastava. Komunalni otpad, još poznat i kao kućni ili urbani otpad, jeste otpad koji nastaje u domaćinstvima, institucijama i komercijalnim objektima unutar jedinice lokalne samouprave (*Hussain i sar., 2022*). Komunalni otpad se sastoji od reciklabilne, organske, zapaljive (kalorične) i nereciklabilne frakcije (*Pathak i Palani, 2022*). Sastav komunalnog otpada može značajno varirati u zavisnosti od više faktora, uključujući veličinu teritorije lokalne samouprave, stepena urbanizacije i ekonomskih aktivnosti datog regiona (*Baskar i sar., 2022*), pri čemu je prosečan sastav komunalnog otpada prikazan na slici 2. Komunalni otpad se, međutim, generalno sastoji od sledećih komponenti:

- **Organski otpad:** Organski biodegradabilni otpad je životinjskog i biljnog porekla. Uključuje odbačenu hranu, baštenski otpad i proizvode od papira. Veći deo komunalnog otpada predstavlja organski otpad. U manje razvijenim državama komunalni otpad sadrži 46-53% biodegradabilne frakcije i manji procenat reciklabilnog dela otpada u odnosu na razvijenije države.
- **Papir i karton:** Papirni i kartonski materijali takođe čine veći deo komunalnog otpada, uključujući novine, magazine, kartonske kutije, knjige, sveske i drugo. Papir i karton se mogu reciklirati, ali značajna količina i dalje dospeva na deponije.
- **Plastika:** Plastika je neizbežni deo komunalnog otpada i obično se tu nalazi u obliku plastične ambalaže, boca i drugih jednokratnih predmeta. Plastika predstavlja značajan problem životne sredine, jer se teško i dugo razlaže. Plastika se može reciklirati, ali u zavisnosti od sastava i upotrebe plastičnih materijala reklaža ipak može biti ograničena.
- **Staklo:** Staklo se takođe po pravilu uvek nalazi u komunalnom otpadu, uključujući staklene flaše, tegle i stakleno posuđe. Staklo se može reciklirati, i to beskonačno puta.
- **Tekstil:** Tekstilni materijali, uključujući garderobu, posteljinu i drugo, čine sastavni deo svakog komunalnog otpada. Tekstil se može reciklirati, ali se može i donirati ili upotrebiti u druge svrhe.
- **Opasan otpad:** Opasan otpad koji se često nalazi u komunalnom otpadu uključuje baterije, elektronsku i električnu opremu, lekove i hemikalije. Zbog svojih osobina ovi predmeti zahtevaju posebno rukovanje i ne mogu se odložiti na deponiju komunalnog otpada (*Reddy, 2011*).

Obrada otpada i konačno odlaganje takođe predstavljaju ključne komponente sistema upravljanja otpadom. Cilj obrade otpada jeste da se smanji količina otpada koja se odlaže na deponije, i to kroz obnavljanje otpada njegovom ponovnom upotrebom, reciklažom ili obnavljanjem energije (*eng. Waste-to-energy*). Ovaj proces obuhvata nekoliko koraka: razdvajanje otpada, tretman i konačno odlaganje. Najčešće metode konačnog odlaganja jesu deponovanje (odlaganje na deponije) i spaljivanje (insineracija) otpada (*Pathak i Palani, 2022*), iako reciklaža predstavlja metodu koja je više u skladu održivog razvoja, jer se na ovaj način čuvaju resursi i smanjuje produkcija gasova staklene bašte (*Hussain i sar., 2022*).



Slika 2. Svetski prosečni sastav komunalnog otpada: a) Razvijene države; b) Države u razvoju (Hoorweg i Bhada-Tata, 2012)

Prvi stepen obrade otpada je njegovo razdvajanje. Ovo uključuje razdvajanje otpada u različite kategorije u zavisnosti od sastava. Proces razdvajanja otpada može se izvršiti na mestu sakupljanja ili na mestu nastanka, ili u postrojenju za separaciju otpada (Williams, 2005). Razdvajanje otpada je od velike važnosti za efikasnu obradu otpada, jer različiti tipovi otpada zahtevaju različite metode tretmana. Razdvajanje otpada može se vršiti ručno ili upotrebom različitih tehnologija automatskog razdvajanja, kao što su magnetni separatori ili optički senzori. Nakon razdvajanja, otpad se tretira da bi se pre svega učinio manje opasnim za odlaganje (Pathak i Palani, 2022). U zavisnosti od tipa otpada tretman može biti mehanički, biološki i hemijski. Mehanički tretman uključuje upotrebu mehaničkih procesa poput usitnjavanja i sabijanja, a najčešće se koristi u svrhu smanjenja zapremine otpada ili pripreme za drugi tip tretmana (Hussain i sar., 2022). Biološki tretman se zasniva na upotrebi (mikro)organizama, kao što su bakterije i gljive, u cilju razlaganja organskog otpada. Kompostiranje i anaerobna digestija predstavljaju najčešći oblik biološkog tretmana organskog dela otpada. Hemijski tretman uključuje upotrebu hemijskih agenasa poput kiselina i oksidanasa, kako bi se konvertovala opasna jedinjenja otpada u neopasna (Williams, 2005; Baskar i sar., 2022). Termički tretman zasniva se na upotrebi toplote za razlaganje otpada, pri čemu se najčešće koriste procesi insineracije (spaljivanje organske materije uz prisustvo kiseonika) i pirolize (spaljivanje organske materije u anoksičnim uslovima). Koji oblik (ili kombinacija) tretmana će se koristiti zavisi od količine i sastava otpada, željenog proizvoda, klimatskih uslova datog regiona i ekonomskih aspekata.

Konačno odlaganje predstavlja poslednju fazu u sistemu upravljanja otpadom, uz nadzor nad ovim aktivnostima. Izraz „konačno odlaganje“ ne mora obavezno da podrazumeva deponovanje otpada, već praktično znači poslednju fazu rukovanja otpadom nakon čega ne postoji dalje aktivnosti upravljanja datim otpadom. Nakon ili bez obrade, otpad se može odložiti na više načina: odlaganje na deponije, spaljivanje ili recikliranje. Odlaganje otpada na deponije je najčešći metod konačnog odlaganja, ali ujedno je i najmanje poželjan sa aspekta održivog razvoja i zaštite životne sredine (Williams, 2005).

Deponije predstavljaju tačno određene lokacije gde se čvrst otpad odlaže. Veliki deo otpada koji se generiše završava na deponiji (slika 1), čak iako odlaganje otpada na deponiji predstavlja najmanje poželjan oblik konačnog odlaganja (*Hoornweg i Bhada-Tata, 2012*). U zavisnosti od stepena uređenosti, deponije mogu biti takve da nemaju nikakve mere kontrole zagađenja (neuređene deponije, smetlišta) i jednostavno predstavljaju lokacije na kojima se otpad periodično ili redovno odlaže. Sa druge strane moderne, sanitarne deponije inženjerski su projektovane tako da smanje ili spreče uticaj deponovanog otpada na životnu sredinu. Tako, na primer, duž dna i po obodu ćelija sanitarne deponije se postavlja višekomponentni sloj (barijera) za sprečavanje migracije procedne vode u zemljište i podzemnu vodu. Deponije imaju nekoliko prednosti u poređenju sa drugim metodama konačnog odlaganja otpada: mogućnost odlaganja velike količine otpada u dužem vremenskom periodu, manji investicioni i eksploatacioni troškovi, i mogućnost iskorišćenja deponijskog gasa za produkciju električne energije. Sa druge strane, deponije imaju i brojne negativne strane, kao što su potencijal za kontaminaciju podzemnih voda, emisija gasova staklene bašte, narušavanje pejzaža i ograničenost u pogledu odabira novih lokacija za deponije. Kao rezultat, mnoge države sada ulažu napore za što većom upotrebom drugih metoda konačnog odlaganja otpada, poput spaljivanja i reciklaže (*Hussain i sar., 2022*).

Spaljivanje otpada predstavlja obnavljanje energije iz komunalnog, opasnog i/ili medicinskog otpada. Ovakva obrada otpada česta je praksa razvijenijih, ali sve više i manje razvijenih zemalja (*Williams, 2005*), što potvrđuje činjenica da danas postoji preko 2600 spalionica otpada širom sveta (*Khan i sar., 2022*). Glavne negativne strane spaljivanja otpada kao mere smanjenja količine otpada su: investicioni troškovi, emisija zagađenja u vazduh i rukovanje čvrstim ostacima. Visoki investicioni troškovi spalionice otpada opravdani su proizvodnjom energije od spaljivanja otpada i dobijanjem rešenja za upravljanje otpadom, pri čemu se izbegavaju troškovi deponovanja velike količine otpada, rukovanja opasnim otpadom i primene mera sanacije zagađenih lokaliteta (*Williams, 2005*). Treba uzeti u obzir da se dve trećine od ukupnih investicionih troškova za proizvodnju moderne spalionice otpada odnosi na uspostavljanje sistema kontrole zagađenja (*Khan i sar., 2022*). Najveća zabrinutost u pogledu zagađenja vazduha predstavlja emisija čestičnih materija, oksida azota i sumpora, teških metala, hlorovodonika, fluorovodonika, polihlorovanih dibenzodioksina (PCDDs) i polihlorovanih dibenzofurana (PCDFs). Rešenje za emisiju zagađujućih materija u vazduh kod modernih spalionica otpada predstavlja višefazni sistem za kontrolu rada i prečišćavanje otpadnog gasa. Ovaj sistem obično se sastoji od sledećeg:

- vrećasti filteri, cikloni i/ili elektrostatički precipitatori: uklanjaju čestične materije;
- mokri ili polu-suvi skruberi: neutralizacija kiselih gasova;
- filteri sa aktivnim ugljem: uklanjaju teške metale, dioksine i furane;
- kontrola temperature spaljivanja (ugradnjom senzora) u peći čime se kontroliše dotok vazduha u cilju postizanja optimalnog stepena spaljivanja otpada;
- recirkulacija otpadnih gasova što povećava redukciju azotovih oksida za 20-40% i sprečava formiranje dioksina;
- upotreba katalizatora za suzbijanje formiranja dioksina, npr. selektivna katalitička redukcija i selektivna katalitička oksidacija uz NH₃-SCR (katalizator na bazi amonijaka) može efektivno smanjiti emisiju dioksina ispod vrednosti 0,1 ng I-TEQ/m³ (*BREF, 2019*).

Spaljivanje otpada najčešće započinje odvajanjem reciklabilnih frakcija otpada koji se recikliraju (Williams, 2005; BREF, 2019). Reciklaža predstavlja višestepeni proces obrade otpadnih, reciklabilnih materijala koji bi se inače odbacili kao neupotrebljivi, odnosno najčešće deponovali. Nakon sakupljanja, reciklabilne frakcije se odvoje na postrojenje za njihovu pripremu, što najčešće obuhvata mehaničko i/ili hemijsko čišćenje, usitnjavanje i pakovanje (Pathak i Palani, 2022). Zatim se reciklabilne frakcije (papir, karton, plastika, staklo, metali itd.) mogu prodavati kao sirovina, ili se na mestu sortiranja koristiti za proizvodnju gotovih ili polu proizvoda (Williams, 2005). Prema podacima Evropske agencije za životnu sredinu u toku 2020. godine najveći stepen reciklaže komunalnog otpada u Evropi je postignut u Nemačkoj, i to 69,6%, dok je u Srbiji postignut gotovo najmanji stepen reciklaže, i to 15,4% (od toga svega 2% se reciklira komunalni otpad), iako je za raniji period u Srbiji stepen reciklaže komunalnog otpada bio manji od 1%. Ovo povećanje izveštenog stepena reciklaže komunalnog otpada u Srbiji samo je rezultat korišćenja nove metodologije obračuna koja se primenjuje u EU (Program upravljanja otpadom u Republici Srbiji za period 2022-2031. godine ("Sl. glasnik RS", br 30/18)). Kada govorimo o reciklaži komunalnog otpada, ona je u uskoj vezi sa kompostiranjem ili obnavljanjem energije, da li anaerobnom digestijom ili spaljivanjem otpada (Williams, 2005), uzevši u obzir da je otpadnu hranu zabranjeno koristiti u Evropi za proizvodnju ili direktnu upotrebu kao hranu za životinje (Boumans i sar., 2022). Nakon separacije korisnih frakcija otpada (npr. papir, karton, staklo, plastika i metal) zaostaje gotovo isključivo biorazgradiva materija. Prema prosečnom morfološkom sastavu komunalni otpad sadrži oko 50% biorazgradivog otpada, i manje od 10% ostalih frakcija otpada, što zadovoljava kalorične potrebe za ekonomski opravdanu proizvodnju energije iz otpada, ukazujući da odgovarajuća kombinacija tehnika obrade i konačnog odlaganja otpada može smanjiti ili čak sprečiti uticaj na životnu sredinu uz ostvarivanje ekonomske dobiti (Baskar i sar., 2022; Pathak i Palani, 2022).

Na osnovu prethodno navedenog može se zaključiti da upravljanje otpadom predstavlja kompleksan proces, čiji globalni značaj postaje sve veći kao rezultat sve veće svetske populacije. Dobrim upravljanjem otpadom može se značajno smanjiti negativan uticaj na životnu sredinu, uz ostvarivanje ekonomskih i socijalnih benefita, uključujući smanjenje emisije gasova staklene bašte, očuvanje prirodnih resursa, i otvaranje novih radnih mesta. Svako kao individua može doprineti rešavanju ovog problema smanjenjem produkcije otpada, razdvajanjem otpada i podržavanjem regulativa koje promovišu dobru praksu upravljanja otpadom.

2.1.1. Evropske i nacionalne regulative iz oblasti upravljanja otpadom

Za Evropsku Uniju (EU) upravljanje otpadom predstavlja veoma važan problem, jer otpad ima značajan uticaj na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Proteklih nekoliko decenija, u okviru EU donešene su različite regulative koje imaju za cilj upravljanje otpadom i smanjenje otpada u državama članicama. Implementacija ovih regulativa obavezuje državu članicu EU. Države članice EU takođe su u obavezi da prilagode nacionalne regulative tako da budu komplementarne EU regulativama (Araya, 2018).

Okvirna Direktiva o otpadu (2008/98/EC) predstavlja osnovnu i ključnu regulativu iz oblasti upravljanja otpadom u EU. Glavni cilj ove Direktive je sprečavanje ili smanjenje negativnih uticaja otpada na životnu sredinu i zdravlje ljudi uz promovisanje održivog korišćenja resursa.

Osnova za ovakav pristup jeste hijerarhija upravljanja otpadom, kojom se prioritet daje prevenciji ili smanjanju nastajanja otpada, reciklaži i obnavljanju energije iz otpada. Okvirnom Direktivom o otpadu definisani su pojmovi koji se odnose na oblast upravljanja otpadom, poput „reciklaža“. Ovom Direktivom postavljeni su i određeni ciljevi i zahtevi za države članice EU. Ovi zahtevi uključuju da se upravljanje otpadom sprovodi na način kojim se štiti životna sredina i smanjuje produkcija otpada uz podsticanje razvoja metoda upravljanja otpadom koje su bezbedne i efikasne. Dodatno, Direktivom se zahteva od članica EU da izrade planove upravljanja otpadom, koji moraju da, između ostalog, sadrže mere sprečavanja nastajanja otpada, postupke ponovne upotrebe, recikliranja i obnavljanja energije. Uvođenjem principa „zagađivač plaća“, kao i koncepta „produžena odgovornost proizvođača“ podstiče se dostizanje prethodno navedenih ciljeva tako što se regulisanjem obaveza proizvođača smanjuje količina otpada koji nastaje, odabirom odgovarajućih tehnologija ili povećavanjem životnog veka proizvoda.

Direktiva o deponijama (1999/31/EC) predstavlja drugu ključnu regulativu iz oblasti upravljanja otpadom u EU, koja za cilj ima smanjenje negativnog uticaja deponija na životnu sredinu i zdravlje ljudi postavljanjem tehničkih i operativnih zahteva tokom rada i nakon zatvaranja deponija. Još jedan važan cilj ove regulative je i da se smanji količina biodegradabilnog otpada koji se deponuje. Ova Direktiva postavlja jasno definisane zahteve za izgradnju, rad i kontrolu deponije, uključujući dizajn i operativne postupke deponije. Direktivom su takođe postavljeni i ciljevi za smanjenje biodegradabilnog otpada koji dospeva na deponije, i to da do kraja 2016. godine članice EU kroz nacionalne strategije moraju za 35% smanjiti količinu biodegradabilnog otpada koji se deponije. Dodatno, ovom Direktivom propisano je da mora postojati odgovarajući predtretman otpada pre njegovog odlaganja na deponiju, i da je posebne otpadne tokove (veterinarski i medicinski otpad, gume itd.) zabranjeno deponovati na deponije kumunalnog otpada.

Direktiva o ambalaži i ambalažnom otpadu (2018/852) ima za cilj smanjenje uticaja odbačene ambalaže i odloženog ambalažnog otpada na životnu sredinu. Ovom Direktivom zahteva se od država članica EU da uspostave sisteme za sakupljanje i reciklažu ambalažnog otpada, i koriste ambalažu koja je dizajnirana i proizvedena na način kojim se smanjuje uticaj na životnu sredinu. Direktiva se odnosi na svu ambalažu koja se nalazi ili planira staviti na tržište EU, uključujući ambalažu koja se uvozi, i obuhvata sve materijale, poput stakla, papira, plastike, drveta i metala. U Direktivi navedeni su specifični ciljevi za upravljanje ambalažnim otpadom koje države članice EU moraju postići. Na primer, do kraja 2025. godine najmanje 65% ambalažnog otpada (ukupna masa) se mora ponovo koristiti ili reciklirati. Da bi postigli ciljeve definisane ovom Direktivom, države članice EU trebaju koristiti ambalažu koja je inertna i/ili biodegradabilna, i koja se lako može ponovo koristiti ili reciklirati. Efikasna ponovna upotreba i reciklaža ambalaže i ambalažnog otpada, prema ovoj Direktivi, treba da se vrši pre svega odvajanjem otpada na mestu nastanka ili privremenog skladištenja. Ovom Direktivom dodeljuje se odgovornost proizvođaču da delom snosi troškove upravljanja i recikliranja ambalažnog otpada. Proizvođači su time u obavezi da uzmu u obzir uticaj ambalaže na životnu sredinu tokom proizvodnje i pakovanja proizvoda.

Postoje i druge važne Direktive EU iz oblasti upravljanja otpadom:

- **Direktiva o istrošenim vozilima (2000/53/EC):** Cilj Direktive je da se smanji uticaj vozila na kraju životnog veka (*eng. end-of-life vehicles*) na životnu sredinu i promovise

ponovna upotreba, reciklaža i obnavljanje komponenti i materijala iz ovih vozila. Direktivom se zahteva od država članica EU da uspostave sisteme za sakupljanje, tretman i recikliranje ovih vozila, ali i da se nova vozila dizajniraju i proizvode na način na koji se pojednostavljuje i olakšava njihova reciklaža;

- **Direktiva o baterijama i akumulatorima (91/157/EEC):** Direktiva ima za cilj da se smanji uticaj baterija i akumulatora na životnu sredinu i da se vrši njihova reciklaža implementiranjem sistema za njihovo odvajanje od ostalog otpada, sakupljanje i reciklažu;
- **Direktiva o spaljivanju otpada (2000/76/EC);**
- **Direktiva o upotrebi kanalizacionog mulja u poljoprivredi (86/278/EEC);**
- **Direktiva o načinu odlaganja polihlorovanih bifenila (96/69/EC);**
- **Direktiva o ograničenju upotrebe specifičnih opasnih supstanci u električnoj i elektronskoj opremi (2002/95/EC);**
- **Direktiva o električnom i elektronskom otpadu (2002/96/EC).**

Prethodno navedene regulative neće biti detaljnije opisane u ovom radu, jer imaju manji značaj pri proceni uticaja deponija komunalnog otpada na životnu sredinu. Ovo se odnosi i na novi Akcioni plan cirkularne ekonomije donet 2020. godine, koji se odnosi na prelazak EU na cirkularnu ekonomiju u cilju smanjenja pritiska na prirodne resurse, promovisanje održivog razvoja, neutralisanje klimatskih promena, smanjenje gubitka biodiverziteta i povećanje životnog ciklusa svih proizvoda koji se plasiraju na tržište EU.

Bez obzira na napore EU da se upravljanje otpadom vrši u skladu sa održivim razvojem, postoje brojne prepreke, naročito u nekim državama članicama EU. Ove prepreke uključuju nedostatak odgovarajuće infrastrukture za efikasno upravljanje otpadom (naročito u domenu recikliranja otpada), loše dosadašnje prakse upravljanja otpadom, i potrebe za podizanjem svesti šire javnosti i njihovog učešća u širem kontekstu upravljanja otpadom (*Duquennoi i Martinez, 2022*).

Okvirna Direktiva o otpadu (2008/98/EC) i Direktiva o deponijama (1999/31/EC) veoma su važne za procenu uticaja deponija komunalnog otpada na životnu sredinu, jer su ovim regulativama navedene obaveze u okviru upravljanja otpadom i set specifičnih zahteva za aktivnosti na deponiji čak i nakon zatvaranja. Odredbe i zahtevi ovih regulativa razmatraće se prilikom odabira i vrednovanja kriterijuma MCDM modela za prioritizaciju deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu.

Uzimajući u obzir da je Republika Srbija orijentisana ka pristupanju EU, jedna od obaveza jeste usklađivanje zakonske regulative sa zahtevima EU regulativa. Zahtevi u okviru usklađivanja zakonskih regulativa definisani su kroz 35 poglavlja, pri čemu se poglavlje 27 odnosi na regulative iz oblasti životne sredine i klimatskih promena. Republika Srbija dobila je status kandidata za članstvo u EU 2012. godine, što je dodatno intenziviralo donošenje novih i usklađivanje postojećih zakonskih i podzakonskih akata iz oblasti upravljanja životnom sredinom (*Ćemalović, 2016*). U izveštaju EU za 2022. godinu (*European Commission, 2022*) navodi se da Republika Srbija ima dobar stepen usklađenosti sa regulativama EU, iako se takođe navodi da je implementacija ovih regulativa još u ranoj fazi. U Republici Srbiji, u saradnji sa EU i Švedskom, donet je Program upravljanja otpadom u Republici Srbiji za period od 2022. do 2031. godine, i komplementarni Akcioni plan za period od 2022. do 2024. godine. U izveštaju se takođe navodi da Srbija trenutno ima 10 regionalnih sanitarnih deponija na koje

je tokom 2020. godine odloženo 19% ukupnog generisanog otpada, ali je dodatne ekonomske instrumente za upravljanje opasnim otpadom potrebno hitno razviti i implementirati (*European Commission, 2022*).

Oblast upravljanja otpadom u Republici Srbiji regulisana je brojnim zakonskim i podzakonskim aktima, od kojih su većina usklađeni sa regulativama EU. Nacionalne regulative takođe imaju za cilj smanjenje uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi pri čemu sadrže zahteve i kratkoročne i dugoročne ciljeve za upravljanje otpadom, kao i smernice za postizanje tih ciljeva.

Zakon o upravljanju otpadom ("Sl. glasnik RS", br. 36/2009, 88/2010, 14/2016, 95/2018) definiše osnovne izraze, procese i koncepte koji se koriste u oblasti upravljanja otpadom. Ovim zakonom se uređuje planiranje, subjekti, odgovornosti, organizovanje i finansiranje upravljanja otpadom, kao i vođenje dokumentacije i druga pitanja od značaja za upravljanje otpadom. Cilj ovog zakona jeste da se jasno definišu aktivnosti, uključujući odgovornosti i obaveze, upravljanja otpadom na način kojim se obezbeđuje najmanji rizik po životnu sredinu i zdravlje ljudi. Komplementarno Okvirnoj Direktivi o otpadu (2008/98/EC), **Zakon o upravljanju otpadom ("Sl. glasnik RS", br. 36/2009, 88/2010, 14/2016, 95/2018)** definiše osnovna načela upravljanja otpadom, uključujući i načelo hijerarhije upravljanja otpadom. Hijerarhija upravljanja otpadom definisana je kao redosled prioriteta u praksi upravljanja otpadom, počevši od prevencije nastajanja otpada (najveći prioritet), a završavajući sa odlaganjem na deponije (najmanji prioritet). U ovom zakonu takođe su jasno definisane i vrste i klase otpada, ali i podela otpada u zavisnosti od opasnih karakteristika koje utiču na zdravlje ljudi i životnu sredinu. Prema ovom Zakonu zahteva se izrada regionalnih i lokalnih planova upravljanja otpadom, koji treba da sadrže informacije o otpadu, ciljeve koje je potrebno ostvariti, programe sakupljanja otpada, programe za smanjenje količine i obradu otpada, mere sprečavanja emisije zagađenja, mere sanacije neuređenih deponija i lokaciju za tretman, sakupljanje i odlaganje otpada.

Druga važna regulativa iz oblasti upravljanja otpadom u Republici Srbiji je **Uredba o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", 92/2010)** kojom se propisuju uslovi za određivanje projektovanja, lokacije, izgradnje i rada deponija. Cilj ove Uredbe je da se na deponiji obezbede i osiguraju uslovi za sprečavanje ili smanjenje negativnih uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi (u aktivnoj fazi i nakon zatvaranja). Poseban akcenat sa aspekta zaštite životne sredine u Uredbi je dat na zaštitu površinskih i podzemnih voda, zemljišta i vazduha od zagađenja, uključujući i efekat staklene bašte. U Uredbi su definisani tehnički i tehnološki uslovi i procedure (uključujući i monitoring) za izgradnju, rad i zatvaranje deponija. Uzimajući u obzir da Direktiva o deponijama EU (1999/31/EC) i nacionalna Uredba o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) nalažu tehničke, tehnološke i lokacijske uslove koje svaka deponija mora da ispuni, ovi uslovi mogu se takođe posmatrati kao i kriterijumi za procenu uticaja/rizika deponija komunalnog otpada na životnu sredinu. Uslovi, odnosno kriterijumi, definisani ovim regulativama komparativno su prikazani u tabeli 1. Ovi kriterijumi razmotriće se za upotrebu u okviru MCDM modela u svrhu harmonizacije sa nacionalnom i evropskom regulativom. Kriterijumi koji nemaju definisane vrednosti (kvantitativne ili deskriptivne) ne mogu se koristiti u MCDM modelu.

Tabela 1. Tehnički, tehnološki i lokacijski uslovi za deponije komunalnog otpada prema Direktivi o deponijama EU (1999/31/EC) i nacionalnoj Uredbi o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010)

Kriterijum	Regulativa	
	Direktiva EU (1999/31/EC)	Uredba (Sl. glasnik RS 92/2010)
Udaljenost od naselja	Deponija se ne sme locirati blizu:	>500 m
Hidrogeološki uslovi	<ul style="list-style-type: none"> naselja i mesta za rekreaciju vodnih tela poljoprivrednih i komercijalnih objekata hidrogeološki i geološki osetljivih područja plitkih podzemnih voda prirodnih zaštićenih zona kulturnih zaštićenih zona 	Deponija se ne može locirati na: <ul style="list-style-type: none"> vodopropustljivom zemljištu terenu sa slobodnim nivoom podzemnih voda (sezonski nivo veći od 2 m) području ugroženim klizanjem, urušavanjem i sleganjem području sa nejednakim geotehničkim svojstvima
Hidrološki i hidrografski uslovi	Deponija se ne može locirati na zaštićenom i plavnom području	
Zone i uslovi zaštite	Deponija se ne može locirati u blizini obale površinskih vodnih tela, nepokretnog kulturnog dobra i zaštićenog prirodnog dobra	Deponija se ne može locirati u blizini obale površinskih vodnih tela, zdravstvenih objekata, nepokretnog kulturnog dobra, zaštićenog prirodnog dobra, zapaljivog materijala, vojnog objekta i zone sanitarne zaštite
Deponijsko dno	$K \leq 1,0 \cdot 10^{-9}$ m/s; debljina sloja ≥ 1 m	
Kontrola procedne vode	<ul style="list-style-type: none"> Sintetički ili prirodni mineralni tampon > 0,5 m Veštačka zaptivna obloga Drenažni sloj $\geq 0,5$ m 	
Zaštita površinskih i podzemnih voda	<ul style="list-style-type: none"> Odvojeno sakupljanje tokova vode Sakupljanje, monitoring i tretman procednih voda 	<ul style="list-style-type: none"> Odvojeno sakupljanje tokova vode Sakupljanje, monitoring i tretman procednih voda
Kontrola deponijskog gasa	<ul style="list-style-type: none"> Kontrolisano sakupljanje deponijskog gasa Tretiranje i upotreba ili spaljivanje deponijskog gasa Monitoring kvaliteta deponijskog gasa i vazduha 	
Monitoring rada deponije	<ul style="list-style-type: none"> Monitoring meteoroloških parametara Monitoring površinskih voda Monitoring procedne vode Monitoring emisije gasova Monitoring podzemnih voda Monitoring količine padavina Monitoring stabilnosti tela deponije Monitoring zaštitnih slojeva Monitoring pedoloških i geoloških karakteristika 	
Zaštitni pojas	Deponija mora imati ogradu i nadzorne kamere	Regulaciona linija deponije mora imati vegetacioni zaštitni pojas
Tehnički uslovi	<ul style="list-style-type: none"> Kontrola količine i sastava otpada Rasprostiranje i kompaktiranje otpada Obezbeđivanje nagiba radne površine Svakodnevno prekrivanje inertnim materijalom Tretiranje otpada dezinfekcionim sredstvom u toku letnjeg perioda 	

Zakon o ambalaži i ambalažnom otpadu ("Sl. glasnik RS", br. 36/2009, 95/2018) komplementaran je EU Direktivi o ambalaži i ambalažnom otpadu (2018/852), i uređuje upravljanje ovim otpadnim tokovima, i uslove koje sva ambalaža mora ispuniti sa aspekta zaštite životne sredine da bi se pustila u tržište, i takođe se odnosi na ambalažu koja se uvozi. Ciljevi ovog Zakona se odnose na aspekte održivog razvoja u smislu očuvanja prirodnih resursa i zaštite zdravlja ljudi i životne sredine. U skladu sa ovim Zakonom donešena je **Uredba o utvrđivanju Plana smanjenja ambalažnog otpada za period od 2020. do 2024. godine ("Sl. glasnik RS", br. 81/2020)** kojom se utvrđuju nacionalni ciljevi upravljanja ambalažom i ambalažnim otpadom, uključujući reciklažu i ponovnu upotrebu. Kroz navedeni period, ovom Uredbom definisani su ciljevi reciklaže i ponovne upotrebe ambalaže i ambalažnog otpada izraženih u procentima koje je potrebno dostići do kraja svake godine u periodu od 2020. do 2024. godine, pri čemu je cilj da se do kraja 2024. godine reciklira 60% ambalažnog otpada.

Pored prethodno navedenih regulativa postoje i druge nacionalne regulative koje se direktno ili indirektno odnose na oblast upravljanja otpadom, kao što su:

- **Zakon o komunalnim delatnostima ("Sl. glasnik RS", br. 88/2011, 104/2016, 95/2018)** kojim se uređuju komunalne delatnosti od opšteg interesa i uslovi njihovog obavljanja, što obuhvata i upravljanje komunalnim otpadom, i
- **Pravilnik o upravljanju medicinskim otpadom ("Sl. glasnik RS", br. 48/2019)** kojim se uređuje način i postupak upravljanja medicinskim otpadom.

Međutim, ove, i druge nacionalne regulative iz oblasti upravljanja otpadom ne sadrže kriterijume ili uslove koji su od značaja za razvoj MCDM modela za prioritizaciju deponija komunalnog otpada za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu, uključujući i zdravlje ljudi.

Uredba o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine i prioriteta za sanaciju i remedijaciju ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) se ne odnosi specifično na oblast upravljanja otpadom, ali služi za određivanje statusa ugroženosti životne sredine pomoću različitih kriterijuma koji se vrednuju odgovarajućim brojem bodova. To praktično znači da se potencijalno mogu odabrati neke lokacije, npr. deponije, na kojima bi se pomoću prethodno definisanih kriterijuma mogao odrediti status ugroženosti životne sredine i time odredio prioritet za sanaciju i remedijaciju, što potencijalno odgovara cilju ove doktorske disertacije. Međutim, postoje mnoga ograničenja ove metode određivanja statusa ugroženosti životne sredine, da bi se mogla koristiti za postizanje navedenih ciljeva:

- Upotreba ograničenog broja kriterijuma čija relevantnost nije obavezno u vezi sa deponijama komunalnog otpada. Metoda koristi tri glavna kriterijuma a) vrsta i izvor zagađivanja i koncentracija u prostoru; b) stepen zagađivanja; i c) uticaj zagađivanja na zdravlje ljudi i prirodne resurse. Prvi kriterijum, vrsta i izvor zagađivanja, nije u skladu sa ciljevima ovog rada, jer se podrazumeva da je izvor zagađivanja deponija komunalnog otpada. Udaljenost od izvora zagađivanja se takođe ne može koristiti kao kriterijum, jer se posmatra lokacija na kojoj se nalazi deponija, koja jeste u ovom slučaju primarni izvor zagađivanja. Kriterijum „stepen zagađivanja“ odnosi se na kvalitet vazduha, površinske vode, podzemne vode i zemljišta, ali u ovom slučaju prioritet je dat kvalitetu (zagađenju) vazduha (25 bodova) i površinske vode (20 bodova), dok je ograničena važnost data kvalitetu zemljišta i podzemne vode (5 bodova), što u slučaju uticaja deponije na životnu sredinu nije slučaj, uzimajući u obzir da su procedna voda i

deponijski gas glavni vidovi migracije zagađenja sa deponije. Kriterijum „uticaj zagađenja na zdravlje ljudi i prirodne resurse“ nejasno je definisan, jer ne odvajaju prirodni status medijuma životne sredine od antropogenog uticaja, što ograničava upotrebu ovog kriterijuma, jer npr. pojava oboljenja ljudi ne mora obavezno biti u vezi sa konkretnim izvorom zagađenja, već se mora uzeti u obzir stanje celog lokaliteta koji je predmet istraživanja.

- Ova metoda ne podrazumeva upotrebu težinskih faktora, već se oslanja na sistem bodovanja, i sabiranja bodova u cilju dobijanja konačne ocene. To znači da je važnost svakog od kriterijuma i pod-kriterijuma već predefinisana, što čini ovaj sistem bodovanja nerelevantnim u pogledu uticaja deponija na životnu sredinu i zdravlje ljudi, odnosno ne može se prilagoditi za ovu svrhu.
- U ovoj Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) nije data niti predložena bilo kakva metoda validacije dobijenih rezultata (ocena), što služi za određivanje pouzdanosti date metode. Teoretski, mogla bi se primeniti neka metoda validacije dobijenih rezultata, ali svaka metoda validacije u slučaju procene uticaja deponija na životnu sredinu i zdravlje ljudi pokazala bi loše rezultate za ovu metodu.

Dodatno, dosadašnja upotreba metode definisane i opisane ovom Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) vrlo je ograničena, pri čemu je korišćena za određivanje statusa ugroženosti životne sredine u vezi sa prostornim planiranjem (*Vasiljević i Topo, 2015*) i u nekoliko studija o proceni uticaja na životnu sredinu (iako u ovim studijama nije jasno navedeno na koji način je ova Uredba korišćena, već da je samo uzeta u razmatranje). Zbog toga nije moguće sagledati dosadašnju praksu upotrebe ove metode, kao i uporediti rezultate ove metode sa drugim.

Bez obzira na mnoge nedostatke potencijalne upotrebe Uredbe ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) za procenu uticaja deponija komunalnog otpada na životnu sredinu i zdravlje ljudi, pojedini pod-kriterijumi definisani u Odeljku G ove Uredbe uzeće se u razmatranje prilikom odabira MCDM model kriterijuma. Ovi pod-kriterijumi, poput „Potencijal oticanja“, „Potencijal plavljenja“ i „Poznato zagađenje medija blizu lokacije“, imaju definisani sistem bodovanja i metode procene, što će se razmotriti za upotrebu pri proceni uticaja deponija komunalnog otpada na životnu sredinu i zdravlje ljudi. U tabeli 2 prikazani su odabrani Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) definisani kriterijumi čija upotreba potencijalno odgovara ciljevima ove doktorske disertacije.

2.1.2. Deponije komunalnog otpada

Odlaganje otpada na deponije predstavlja najstariji i najjednostavniji oblik upravljanja otpadom, odnosno konačnog odlaganja otpada (*Pawłowska, 2014*). Prema konceptu hijerarhije upravljanja otpadom, i načelima održivog razvoja i cirkularne ekonomije, odlaganje otpada predstavlja poslednju opciju upravljanja otpadom, jer se na ovaj način dolazi do gubitka materijala sa ekonomskog aspekta, ali i sa aspekta životne sredine (kao prirodnih resursa). Potrebno je navesti da iako odlaganje otpada na deponije predstavlja konačno odlaganje otpada, postoje druge aktivnosti koje mogu promeniti životni vek otpada na deponiji, a to je obnavljanje otpada se deponije (*eng. Landfill mining*). Sistematsko obnavljanje otpada sa deponije predstavlja skup aktivnosti za izdvajanje i obradu čvrstih otpadaka koji su prethodno deponovani, a u cilju smanjenja količine otpada na deponiji uz ostvarivanje ekonomskih dobiti. Ovde je potrebno napraviti razliku između sistematskog obnavljanja otpada (*eng. Landfill*

mining), što predstavlja dobro organizovano izdvajanje korisnih frakcija otpada sa tela deponije uz propisane mere zaštite od zagađenja, i neautorizovanog izdvajanja i sakupljanja korisnih sirovina iz otpada (*eng. Landfill scavenging*), što predstavlja nelegalno i nesistematsko izdvajanje korisnih sirovina sa tela deponije bez posebne zaštite (*Pires i sar., 2019*). Sistematsko obnavljanje otpada prvi put je sprovedeno u Izraelu 1953. godine, nakon čega se ova praksa ubrzo ustalila u drugim državama, kao što su SAD, Kanada, Indija, Nemačka, Švedska, Belgija i Italija (*Kurian i sar., 1999; Hogland i sar., 2004; Jones i sar., 2013*). Prednosti ovih aktivnosti ogledaju se u dobijanju novog toka sirovina, produženju životnog veka deponije, stvaranju profita i smanjenju troškova zatvaranja deponije (*Collivignarelli i sar., 1997; Pires i sar., 2019*), dok su mane ovog pristupa često nedovoljna ekonomska opravdanost, regulatorna ograničenja, nepostojanje standardnih metoda obnavljanja otpada i zaštite zdravlja radnika i nedostatak dovoljno studija opravdanosti (*Pires i sar., 2016*).

Tabela 2. Odabrani kriterijumi definisani Uredbom o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine i prioriteta za sanaciju i remedijaciju ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010)

Kriterijum	Faktor procene	Bodovanje ⁽¹⁾
Godišnje padavine	>1000 mm	1
	600 mm	0,6
	400 mm	0,4
	200 mm	0,2
Hidraulička propustljivost vodozahvata od interesa	>10 ⁻² cm/s	3
	10 ⁻² - 10 ⁻⁴ cm/s	1,5
	<10 ⁻⁴ cm/s	0,5
Rastojanje od stalnih resursa površinske vode	<100 m	3
	100-300 m	2
	>300 m	0,5
Topografija	Zagađivači iznad nivoa tla i veliki nagib	1,5
	Na ili ispod nivoa tla i veliki	1,2
	Zagađivači iznad nivoa tla i ravno tlo	0,8
	Zagađivači na ili ispod nivoa tla i ravno tlo	0
Pristupačnost lokaciji	Ne postoje ili su ograničene barijere koje sprečavaju pristup lokaciji	4
	Ograničena pristupačnost ili postoje interventne barijere	3
	Kontrolisan pristup ili udaljena lokacija	0
Pristupačnost resursu pijaće vode	<100 m	6
	100-300 m	5
	300-1000 m	4
	1000-5000 m	3
Upotreba zemljišta (do 300 metara udaljenosti)	Stambena	5
	Poljoprivredna	5
	Parkovi i škole	4
	Komercijalna i industrijska	3
Udaljenost od najbližeg osetljivog okruženja (npr. prirodni rezervati)	<500 m	5
	500 - 2000 m	4
	2000 - 5000 m	2
	5000 - 10000 m	0

⁽¹⁾Veći broj bodova ukazuje na veći negativan uticaj

Tokom poslednjih pet vekova proces odlaganja otpada na deponije umnogome se promenio, od toga da deponije predstavljaju ozbiljnu opasnost po životnu sredinu (kao što je odlaganje otpada u prirodne depresije ili veštačke kopove), do inženjerskih projekata dizajniranih na način da se u što većoj meri smanji uticaj na životnu sredinu (sanitarne deponije). Bez obzira na značajne napretke, čak i na modernim deponijama postoji određeni stepen negativnog uticaja, tako čineći opasnost po životnu sredinu na lokalnom i globalnom nivou. Deponije po pravilu zauzimaju veliku površinu zemljišta, čime se na taj način dugotrajno sprečava upotreba za druge svrhe. Dodatno, deponije predstavljaju i rizik po zdravlje ljudi, i mogu izazvati različita akutna i hronična oboljenja (*Pawłowska, 2014*).

Postoje različite podele deponija prema njihovom uređenju, pri čemu, osim primitivnih neuređenih (otvorenih) deponija, one se generalno mogu podeliti u tri grupe: 1) delimično kontrolisane i kontrolisane deponije sa potpunom ili delimičnom prekrivenošću deponijskim oblogama (za kontrolu procedne vode) i bez sistema za kontrolu deponijskog gasa i procedne vode; 2) inženjerske kontrolisane deponije sa specijanim tehničkim i operativnim uslovima rada u cilju smanjenja uticaja deponije na životnu sredinu, kao što su sistemi za sakupljanje procedne vode, tretman procedne vode, sistem pasivne ili aktivne degazacije deponijskog gasa, kompaktovanje otpada, dnevno prekrivanje otpada, monitoring kvaliteta voda, itd.; 3) sanitarne deponije sa tehničkim i operativnim uslovima kao i u slučaju inženjerski kontrolisanih deponija, ali dodatno sa planovima za zatvaranje deponije i nakon zatvaranja deponije, efikasnim i dobro kontrolisanim tretmanom procedne vode i spaljivanjem deponijskog gasa sa ili bez obnavljanja energije (*Hoornweg i Bhada-Tata, 2012*).

Kako se veći deo generisanog otpada i dalje odlaže na deponije, očekivano je da postoji veliki broj deponija, kako uređenih tako i neuređenih. Prema izveštaju EURELCO (2018) u državama članica Evropske Unije postoji preko 500 000 deponija, od kojih 90% ne ispunjava zahteve definisane Evropskom Direktivom o deponijama (1999/31/EC), odnosno predstavlja nesantitarne deponije. U Republici Srbiji identifikovano je 3500 nesantitarnih deponija (i smetlišta) (*Krčmar i sar., 2018; Marceta i sar., 2021*), od kojih je procenjeno da 128 predstavlja ozbiljan rizik po životnu sredinu zbog višedecenijskog odlaganja otpada bez dovoljne kontrole emisije zagađenja (*Ubavin i sar., 2017*). Trenutno, u Srbiji postoji 10 operativnih sanitarnih deponija na koje je 2020. godine deponovano 19% generisanog komunalnog otpada (*European Commission, 2022*). Sve veći broj sanitarnih deponija u odnosu na nesantitarne deponije rezultat je sve strožijih regulativa i sve veće svesti ljudi o štetnim efektima koje deponije mogu prouzrokovati. Stoga je za očekivati povećanje broja sanitarnih deponija, iako drugačiji pristupi upravljanju otpadom, kao što je primer Švedske, gde se svega 1% generisanog otpada odlaže na deponije, mogu generalno smanjiti potrebe za novim deponijama (*Andersson i Stage, 2018*).

Razvoj modernih deponija

Kao rezultat nedovoljnog socio-ekonomskog razvoja većine država, na deponijama komunalnog otpada često je prisustvo ljudi, sakupljača otpada (sekundarnih sirovina) koji nevezano za zvanične aktivnosti na deponijama vrše odvajanje i odnošenje korisnih sirovina iz odloženog otpada. Čest je slučaj i da sakupljači otpada, zajedno sa njihovim porodicama, žive u blizini ili na obodima deponija. Potencijalni trenutni rizici po zdravlje ljudi koji borave na ili u blizini deponije uključuju one koje su u vezi sa opasnim materijama i materijalima,

izlaganjem patogenim organizmima i eksplozijama ili požarima. Posebnu opasnost predstavlja i mogućnost odranjanja ili propadanja otpada na deponijama, naročito na deponijama gde se ne vrši redovno sabijanje/kompaktovanje otpada. Neuređene deponije i smetlišta predstavljaju i naročiti rizik po životnu sredinu i biotu (*Townsend i sar., 2015*).

Prvi korak u evoluciji modernih deponija jeste razvoj operativnih procedura i uslova sanitarne deponije, dizajniranih u cilju smanjenja uticaja na zdravlje ljudi. Implementacija sanitarnog deponovanja otpada uključuje nekoliko promena operativnih procedura rada deponije, od kojih je prva bila postavljanje otpada u tačno definisane ćelije kao zasebne jedinice uz kompaktovanje otpada, što omogućuje veću kontrolu deponovanja. Veoma važan element sanitarne deponije jeste rutinsko prekrivanje otpada na gornjoj površini, čime se smanjuje mogućnost požara, pojave neprijatnih mirisa i migracije patogenih organizama (*Cossu, 2010*). Drugi ključni aspekt sanitarne deponije je postojanje kontrole prilaza deponiji u cilju smanjenja nelegalnog boravljenja i sakupljanja sekundarnih sirovina na deponiji (*Townsend i sar., 2015*).

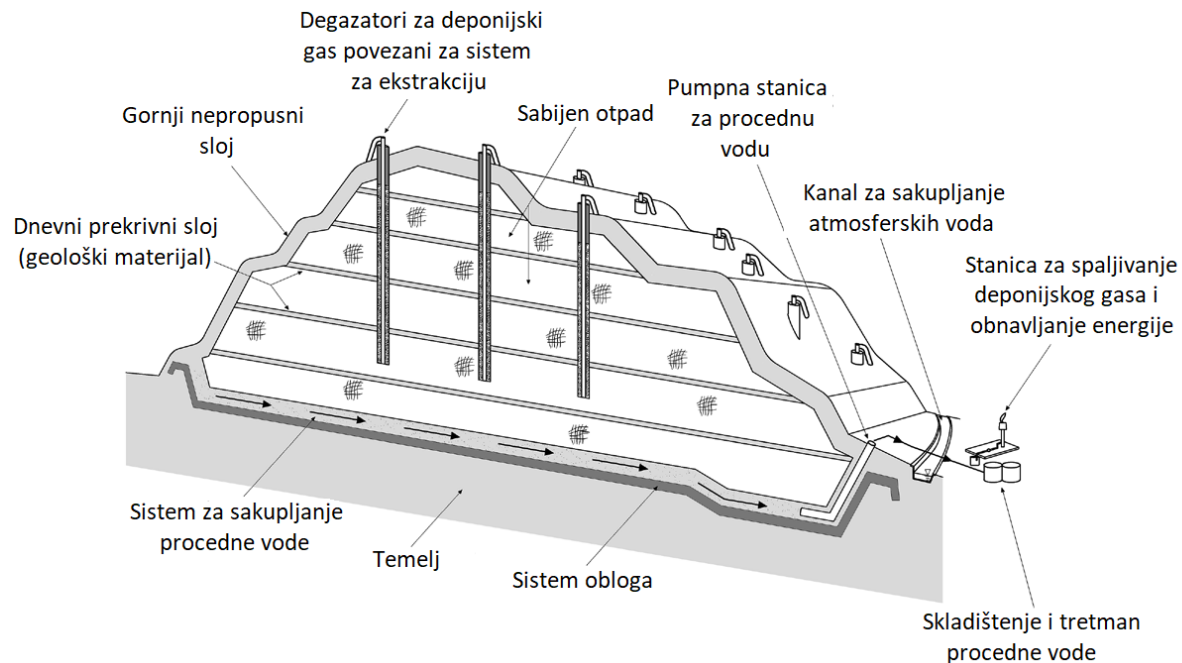
Tokom početka razvoja moderne deponije mnogo pažnje je usmereno ka smanjenju negativnog uticaja na ljudsko zdravlje (*Cossu, 2010*), pri čemu se tek kasnije počelo voditi računa o dva glavna puta emisije zagađenja sa deponije: procedna voda i deponijskih gas (*Pawłowska, 2014; Pazoki i Ghasemzadeh, 2020*). Rezultati ranih istraživanja u vezi sa kvalitetom podzemne vode na teritoriji deponije izazvali su zabrinutost u pogledu negativnog uticaja procedne vode na kvalitet podzemne vode (*Reinhard i sar., 1984; Sawney i Kozloski, 1984; Schultz i Kjeldsen, 1986*). Posledično, mnoga regulatorna tela su postavila novi zahtev u pogledu izgradnje novih deponija, i to postavljanje barijera za sprečavanje migracije procedne vode sa tela deponije, uključujući i drenažni sistem za evakuaciju procedne vode koja se zatim mora tretirati pre njenog ispuštanja (*Townsend i sar., 2015*). Ovakav pristup zahtevao je i redovan monitoring kvaliteta podzemne vode na teritoriji deponije u cilju praćenja efikasnosti celokupnog sistema (*Pazoki i Ghasemzadeh, 2020*).

Rana zabrinutost u pogledu deponijskog gasa fokusirana je prevashodno na kontrolisanje pod-površinske migracije do prirodno ili veštačko zatvorenog prostora i pojave eksplozije ili požara izazvanog nakupljanjem metana iz deponijskog gasa (*Townsend i sar., 2015*). Zbog toga su se, pored postavljanja obloga na dnu deponije, često postavljali i vertikalni degazatori u zemljišta na obodima deponije, kako bi se izvršila migracija eventualno nakupljenog deponijskog gasa (*Cossu, 2010*). Drugi problemi u vezi sa deponijskim gasom identifikovani su kasnije, i to zagađenje vazduha, emisija toksičnih jedinjenja, emisija gasova staklene bašte i pojava neprijatnih mirisa. Kao posledica identifikacije ovih problema došlo je do razvoja i implementacije kontrole deponijskog gasa, što po pravilu uključuje instalaciju degazatora u delu deponije gde se odlaže otpad, koji su zatim međusobno povezani za centralizovani cevovod, tako da se sav sakupljeni deponijski gas dovodi na jedno mesto gde se uništava (spaljuje) ili koristi u druge svrhe (*Pawłowska, 2014*).

Kako su prakse kontrole rada deponija postale učestalije u razvijenijim državama tako je deponija bilo sve manje, ali su bile sve veće. Pored prethodno opisanih mera kontrole emisije zagađenja sa deponije, ubrzo su implementirane i druge zahtevane mere poput kontrole otpada koji se deponuje, kontrola atmosferskih voda, redovan monitoring medijuma životne sredine i procedura zatvaranja deponije (*Townsend i sar., 2015*).

Komponente sanitarne deponije

Da bi se deponija smatrala modernom, sanitarnom, inženjerski dizajniranom, mora da ispuni određene tehničke i ne-tehničke uslove (*Townsend i sar., 2015*). Na slici 3 prikazane su glavne komponente sanitarne deponije.

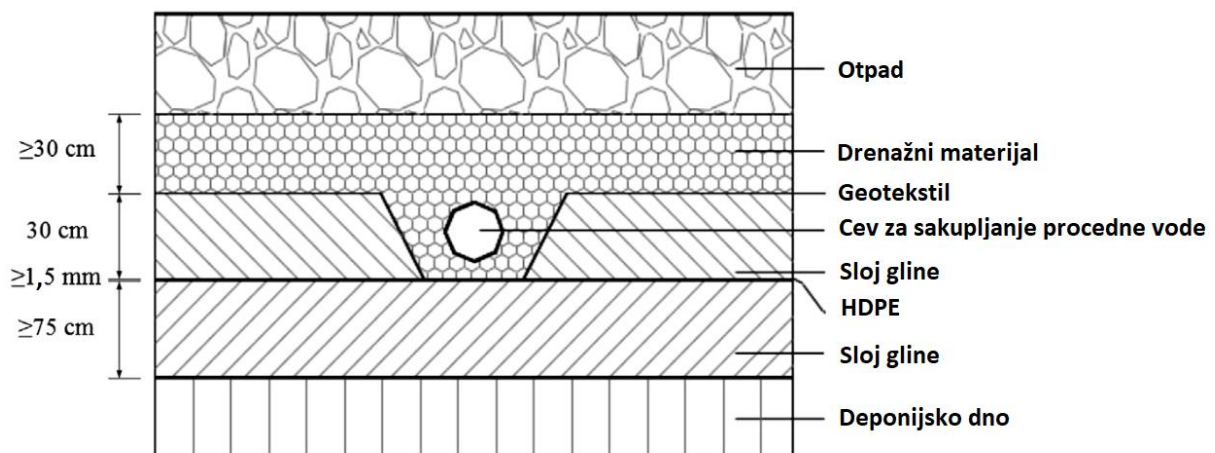


Slika 3. Pregled glavnih komponenti sanitarne deponije (*Townsend i sar., 2015*)

Kada voda dođe u kontakt sa otpadom kao rezultat pojave padavina ili izdvajanja vlage iz otpada, dolazi do povećavanja koncentracije rastvorenih i suspendovanih materija u vodi, pri čemu kao rezultat nastaje procedna voda. Zbog toga je jedna od glavnih komponenti sanitarne deponije upravo sistem barijera kojima se sprečava ili smanjuje migracija procedne vode u životnu sredinu. Ovaj sistem barijera još se naziva i obloga. Barijere mogu biti izrađene od dve vrste materijala: geološki materijal i geosintetički materijal. Ova dva tipa materijala se mogu koristiti zasebno ili kombinovano, da bi se postigle zahtevane performanse. Geološki materijali su obično prirodna zemljišta sa povišenim sadržajem gline, jer imaju odgovarajuću hidrauličku propustljivost. Takođe se koriste geosintetičke glinene obloge koje se na mesto postavljanja transportuju u rolnama. Geosintetičke obloge, poznate i kao geomembrane, se proizvode od više različitih tipova plastičnih polimera. Za donji nepropusni sloj na dnu deponije najčešće se koristi polietilen visoke gustine (HDPE). HDPE geomembrane se u slojevima slažu tako da se po obodima preklapaju i zatim se spajaju termalnom obradom (*Wang i sar., 2022*).

Kako procedna voda na deponiji migrira ka dole pod dejstvom sile gravitacije, ona dospeva na dno odakle se mora ukloniti. Ovo se postiže sistemom za sakupljanje i odvođenje (evakuaciju) procedne vode, ili jednostavno drenažnim sistemom. Drenažni sistem se obično postavlja pod blagim uglom, tako da procedna voda slobodnim padom dospeva do šahta za sakupljanje, odakle se odvodi na tretman pomoću pumpi. Drenažni sistem izgleda kao sistem veštačkih kanala gde se perforirane cevi okružene drenažnim materijalom postavljaju iznad donjeg nepropusnog sloja, a ispod otpada. Kao drenažni materijal najčešće se koristi pesak ili sitan šljunak, a često se postavlja i tanak sloj geomembrane u cilju zaštite cevi od zapušavanja. Struktura najčešće korišćenog sistema donje deponijske barijere je prikazana na slici 4.

Sakupljena procedna voda mora se tretirati pre njenog ispuštanja u životnu sredinu (*Youcai i Ziyang, 2017*). Nakon tretmana, procedna voda se može ispustiti u životnu sredinu, ili se recirkulisati nazad na deponiju (*Tenodi i sar., 2020a*). Tretman na mestu sakupljanja procedne vode je relativno česta praksa država EU, naročito u Francuskoj (*Renou i sar., 2008*). Ipak neke države članice EU, poput Irske, koriste pristup ko-tretmana (*Brennan i sar., 2016*), što podrazumeva predtretman procedne vode na mestu sakupljanja (na deponiji) i finalni tretman na centralnom postrojenju za tretman gradskih otpadnih voda. U Evropskoj Direktivi o deponijama (1999/31/EC) navedeno je da se procedna voda mora prečistiti do stepena kojim se omogućava bezbedno ispuštanje u životnu sredinu. Iako ni jedna regulativa ne zabranjuje zadržavanje procedne vode na samoj deponiji, mnoge studije ukazuju na različite negativne efekte ovog pristupa. Prednosti recirkulacije procedne vode uključuju bržu stabilizaciju otpada (*Huang i sar., 2016*), bolju razgradnju otpada (*Talalaj i Biedka, 2015*) i promociju produkcije deponijskog gasa (*Chan i sar., 2002*). Negativne strane recirkulacije procedne vode uključuju operativne troškove (*Brennan i sar., 2016; Ko i sar., 2016*) i potencijalne negativne uticaje na životnu sredinu, uključujući oslobađanje patogena, migraciju zagađujućih materija vetrom i izlaganje radnika. Po pravilu, patogeni su uvek prisutni u procednoj vodi, i jednom kada dospeju u životnu sredinu mogu preživeti i do 2 godine (*Kalwasińska i Burkowska, 2013; EPA, 2016*). S obzirom na čestu ograničenost u pogledu ko-tretmana procedne vode, češće se vrši potpuni tretman procedne vode na mestu sakupljanja. Različita istraživanja ukazuju na različite mogućnosti u pogledu tretmana procedne vode: koagulacija/flokulacija, flotacija, oksidacija, membranska filtracija i adsorpcija (*Kurniawan i sar., 2006; Wiszniowski i sar., 2006; Maraňón i sar., 2008; Renou i sar., 2008; Cotman i Gotvajn, 2010; Cortez i sar., 2011*). Koja tehnologija tretmana procedne vode će se koristiti zavisi od mnogobrojnih faktora poput kvaliteta i količine procedne vode, klimatskih uslova i ekonomskih mogućnosti (*Tenodi i sar., 2020a*).



Slika 4. Struktura konvencionalnog sistema donje barijere na deponiji (*Youcai i Ziyang, 2017*)

Komunalni otpad koji dospeva na deponije po pravilu ima visok sadržaj biodegradabilne organske materije, zbog čega ubrzo nakon deponovanja dolazi do razlaganja otpada, što kao rezultat ima nastajanje biogasa, odnosno deponijskog gasa. U telu deponije vladaju anaerobni uslovi, kao rezultat sabijanja otpada, prekrivanja otpadom i postavljanja obloga. Pod anaerobnim uslovima biodegradabilni deo organskog otpada, kao što su bačena hrana, papir i baštenski otpad, se biološkim putem razgrađuju, pri tome produkujući gas koji se pretežno sastoji od metana i ugljen-dioksida (*Townsend i sar., 2015*). Deponijski gas predstavlja

zapaljivu, potencijalno eksplozivnu i toksičnu gasnu smešu koja nastaje mikrobiološkom dekompozicijom otpada. Na produkciju deponijskog gasa utiču brojni faktori, među kojima se ističu: tip otpada, prisustvo kiseonika, sadržaj vlage, temperatura i starost otpada. Razgradnja otpada započinje aerobnom fazom, pri čemu se u atmosferu prvobitno oslobađa ugljen-dioksid, a završava anaerobnom fazom čiji je glavni gasoviti proizvod metan. Deponijski gas se uglavnom sastoji od metana, ugljen-dioksida i isparljivih organskih jedinjenja (VOC), dok se ostale primese (npr. CO, NH₃ i H₂S) u ovoj smeši nalaze pretežno u tragovima. Zbog povećanog sadržaja i ekonomsko-ekološkog značaja metan predstavlja najznačajniji konstituent deponijskog gasa. Metan, gas sa efektom staklene bašte, ima potencijal globalnog zagrevanja 21-25 puta veći od ugljen-dioksida (*Aydi i sar., 2015*). Metan na deponiji nastaje prirodnim biološkim anaerobnim procesom u kome učestvuju fermentne bakterije (hidroliza), acidoformirajuće bakterije (acidogeneza) i metanogene bakterije (metanogeneza). Razgradnjom organske materije iz otpada nastaju organske kiseline, ugljen-dioksid, vodonik, etanol i metan. Prirodni proces produkcije metana je moguće kontrolisati promenom fizičko-hemijskih uslova i karakteristika otpada: temperatura, pH, količina kiseonika, kompaktnost i starost otpada itd. Na primer, na većoj temperaturi (do 60°C) u odsustvu kiseonika i u blago baznoj sredini (7,5-8,5) količina produkovanog metana se povećava (*Gollapalli i Kota, 2018*). Primarna pokretačka sila za kretanje deponijskog gasa koji nastaje na deponiji je razlika pritiska. Proizvedeni gas zadržan je pod teretom otpada zbog čega dolazi do povećanja pritiska i migracije gasa sa deponije, odnosno prema sredini sa manjim pritiskom. Još jedna glavna komponenta sanitarnih deponija upravo je sistem za sakupljanje i kontrolu deponijskog gasa. Osnovni elementi ovog sistema su jedinice za ekstrakciju (degazatori) koji omogućavaju kontrolisanu putanju deponijskog gasa sa deponije. Ovi degazatori su obično vertikalnog tipa i postavljaju se u telo deponije, odnosno u otpad. Prema Evropskoj Direktivi o deponijama (1999/31/EC) sakupljeni deponijski gas bi morao da se spaljuje ukoliko se ne vrši obnavljanje energije iz ovog gasa. U cilju poboljšavanja efikasnosti rada sistema za sakupljanje i kontrolu deponijskog gasa praksa je da se instalira cevovod koji povezuje degazatore i funkcioniše po principu centralnog sistema cevovoda, tako da postoji jedno mesto gde se dovodi sav sakupljeni deponijski gas. Za bolje kretanje deponijskog gasa postavljaju se i ventilatori kojima se stvara vakuum (*Pawłowska, 2014*).

Zatvaranje deponije

Kada se otpad više ne odlaže na deponiju postavlja se konačna gornja geološka barijera i gornji nepropusni sloj u funkciji zaštitnog sloja od prirodnog i veštačkog materijala, koji se formira na gornjoj površini dela ili cele deponije nakon zatvaranja, a u svrhu zaštite okoline, infiltracije padavina u zatvoreno telo deponije i podizanje vegetacione kulture (*Wang i sar., 2022*). Gornji sistem barijera sličan je donjem sistemu barijera, i pored prethodno navedenog sadrži visoko propustljive slojeve koji služe za kontrolisano odvođenje atmosferskih voda i deponijskog gasa (*Townsend i sar., 2015*). U zavisnosti od klimatskih uslova i postavljenog gornjeg sistema barijera, često se promoviše evapotranspiracija kao mera sprečavanja infiltracije atmosferskih voda. Za pospešivanje evapotranspiracije, i za potrebe sprečavanja erozije, često se sadi trava ili neka druga (autohtona) vegetacija iznad prethodno zatvorene površine deponije (*Williams, 2005*). Tokom zatvaranja deponije uzima se u obzir postojeća infrastruktura korišćena za sakupljanje i kontrolu deponijskog gasa (degazatori) i procedne vode (drenažni sistem), u cilju očuvanja strukture gornjeg sistema barijera i sprečavanja erozije (*Townsend i sar., 2015*).

2.2. Uticaj deponija komunalnog otpada na životnu sredinu i zdravlje ljudi

Odlaganje otpada na deponije predstavlja važan element integrisanog sistema upravljanja otpadom. Zbog nedostatka dovoljno relevantnih podataka nije moguće proceniti broj deponija na globalnom nivou, ali je poznavanjem sistema upravljanja otpadom različitih država moguće zaključiti da preko 90% identifikovanih deponija u Svetu ne zadovoljava zahteve Evropske Direktive o deponijama (1999/31/EC), što ih kategoriše kao nesanitarnе deponije (*Hussain i sar., 2022*). Ove deponije predstavljaju veliki rizik po životnu sredinu oslobađajući brojne polutante putem procedne vode (bogate teškim metalima, ksenobioticima, aromatičnim ugljovodonicima, nutrijentima itd.) i deponijskog gasa (koji sadrži CH₄, CO₂, CO, H₂S i drugo) (*Jones-Lee i Lee, 1993; Kjeldsen i sar., 2002; Mor i sar., 2006; El-Salam i Abu-Zuid, 2015; Han i sar., 2016; Youcai i Ziyang, 2017*). Zbog toga se ova dva elementa (procedna voda i deponijski gas) posmatraju kao dva glavna izvora zagađenja sa deponije.

Nesanitarnе deponije mogu izazvati i brojne negativne efekte po ljudsko zdravlje (*Tiembre i sar., 2009*) putem direktnog ili indirektnog izlaganja zagađenom zemljištu, vazduhu i/ili vodi. Rezultati mnogih istraživanja ukazuju da nesanitarnе deponije izazivaju akutna ili hronična oboljenja kod ljudi, uključujući: kancer (*Jarup i sar., 2002; Porta i sar., 2009; Mattiello i sar., 2013*), pobačaje (*Dolk i sar., 1998; Elliott i sar., 2009*), oboljenja respiratornog sistema (*Aatamila i sar., 2011; Heaney i sar., 2011; De Feo i sar., 2013*), iritaciju očiju i malaksalost (*Njoku i sar., 2019*).

Procedna voda

Izraz procedna voda odnosi se na svaku tečnu materiju preko koje se kreću (odnose) rastvorena i suspendovana materija, i svi drugi konstituenti sa otpada na deponiji. Strogo posmatrano, ovaj izraz se može koristiti i za druge procese koji uključuju izluživanje materija u vodu koja prolazi kroz čvrst materijal. Međutim, izraz procedna voda se ipak najčešće koristi kada se opisuje kretanje zagađenja iz otpada u vodeni medijum (*Tchobanoglous i sar., 1993; Pazoki i Ghasemzadeh, 2020*). Procedna voda se može podeliti u dve kategorije, primarna procedna voda i sekundarna procedna voda (*Christensen i sar., 2005*).

Primarna procedna voda naziva se još i sirova procedna voda i predstavlja proizvod procesa izdvajanja vlage iz otpada kada se on deponuje. Kada se otpad jednom odloži na deponiju vlaga se može putem kapilarnih sila ili kao rezultat sabijanja otpada kretati ka gore. Od ovog momenta na dalje smanjuje se količina primarne procedne vode, a javlja se sekundarna procedna voda. Sekundarne procedne vode nastaju kao rezultat dospevanja padavina na površinu otpada i usvajanja različitih konstituenata iz otpada krećući se vertikalno kroz otpad ka dole pod silom gravitacije. Stepēn usvajanja konstituenata iz otpada najviše zavisi od karakteristika otpada (npr. hidrofobnosti), sabijenosti otpada, količine i karakteristika padavina i dizajna deponije (*Christensen i sar., 2005; Pazoki i Ghasemzadeh, 2020*), ali kvalitet procedne vode u mnogome zavisi i od aerobnih i anaerobnih biohemijskih procesa koji se odigravaju u datoj sredini (*Canziani i Cossu, 2012*).

Hemijski sastav procedne vode zavisi od mnogobrojnih faktora (sastav otpada, pH, redoks potencijal, starost deponije, klimatski uslovi itd.) i zbog toga se ne može jasno definisati. Pouzdanost i uporedivost dostupnih podataka o kvalitetu procedne vode zavise od primenjenih metoda uzorkovanja, čuvanja i pripreme uzoraka, i analitičkih i instrumentalnih metoda

(Pazoki i Ghasemzadeh, 2020). Prosečan kvalitet deponijske procedne vode izveden iz različitih literaturnih izvora prikazan je u tabeli 3. Posmatrajući podatke iz tabele 3, jasno se može zaključiti da hemijski sastav deponijske procedne vode umnogome varira, čak do te mere da je diskutabilno koristiti izraz „prosečan sastav“.

Podaci o mikrobiološkom kvalitetu deponijske procedne vode su vrlo oskudni u poređenju sa hemijskim kvalitetom. Komunalni otpad na deponiji stanište je mnogobrojnih vrsta (mikro)organizama, od kojih su neki patogeni. Na deponiju komunalnog otpada mogu dospeti uginule životinje, životinjski izmet, mulj nastao prečišćavanjem otpadnih voda i medicinski otpad, što sve može biti izvor patogenih (mikro)organizama (Shayesteh i sar., 2020). Prema ranijim (Andreottola i sar., 1990; Lay i sar., 1998) i novijim (Pazoki i sar., 2018; Shayesteh i sar., 2020) istraživanjima deponijska procedna voda po pravilu sadrži bakterije (koliformne bakterije i streptokoke), viruse (RNA viruse), gljive (kao što su *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium* i *Allescheriabydii*) i parazite (protozoe, helminte i nematode).

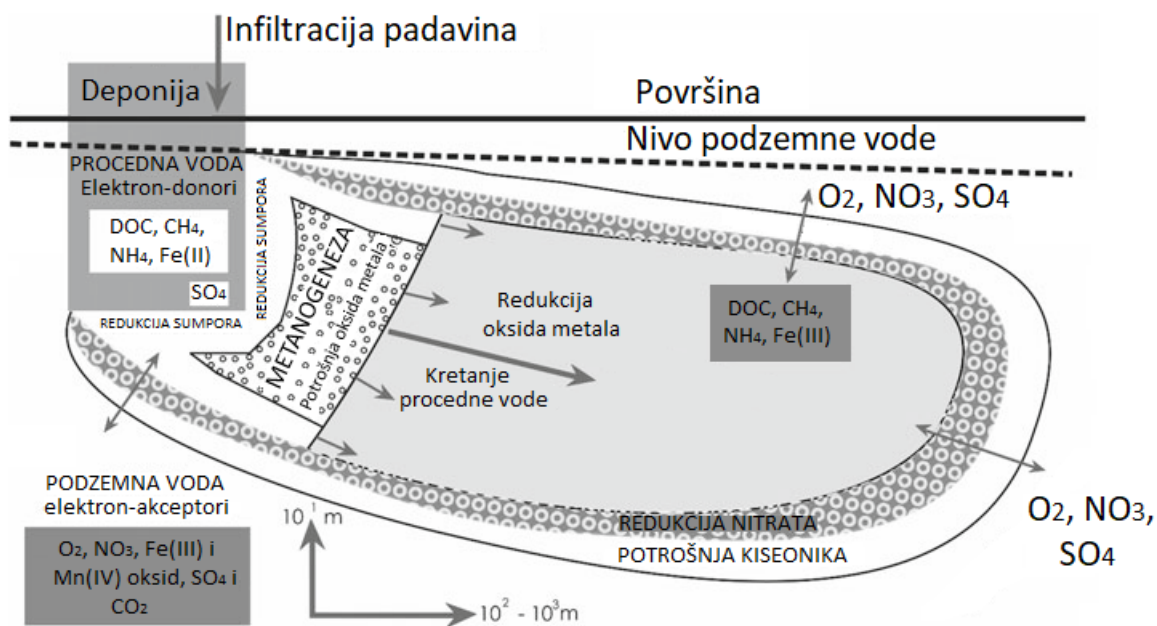
Uticaj procedne vode na životnu sredinu uslovljen je prirodnim procesima koji utiču na sudbinu polutanata koji čine sastav procedne vode. Ovakva prirodna remedijacija zasnovana je na procesima koji se odigravaju u zemljištu kroz koje se procedna voda kreće, pri čemu dolazi do različitih promena u njenom sastavu (Bjerg i sar., 2011). Zemljište čini kompleksan sistem koji sadrži prirodne materije kao što su mikroorganizmi, gvožđe u tečnom i čvrstom stanju, redukovani sumpor i prirodnu organsku materiju. Ovi konstituenti zemljišta u kontaktu sa procednom vodom interaguju sa zagađujućim materijama (Pazoki i Ghasemzadeh, 2020). Glavni mehanizmi koji utiču na sudbinu zagađujućih materija u procednoj vodi su adsorpcija i sedimentacija, pri čemu se smanjuje koncentracija rastvorenih zagađujućih materija u procednoj vodi. Prirodna biološka remedijacija takođe predstavlja veoma važan mehanizam transformacije polutanata u procednoj vodi, jer jedino mikrobiološka razgradnja može potpuno eliminisati organske polutante (Baun i sar., 2003). Biološki i fizičko-hemijskih mehanizmi prirodnog uklanjanja organskih zagađujućih materija u procednoj vodi se mogu grupisati na sledeći način:

- Biološki aerobni procesi: Mikroorganizmi troše kiseonik kao elektron akceptor za konverziju organskih materija do CO₂, vode i biomase.
- Anaerobni biološki procesi, denitrifikacija, redukovanje sumpora, metanogeneza i redukovanje gvožđa: Mikroorganizmi koriste alternativne elektron akceptore (npr. NO₃⁻, SO₂⁴⁻, Fe³⁺) za degradaciju kontaminanata.
- Hipoksični procesi: Sekundarni elektron akceptori su potrebni pri niskom sadržaju kiseonika za biodegradaciju kontaminanata.
- Isparavanje: Kontaminanti se iz procedne i podzemne vode uklanjaju isparavanjem u gasnu fazu nezasićene zone.
- Disperzija: Proces mehaničkog mešanja i molekularne difuzije smanjuju koncentraciju kontaminanata.
- Sorpcija: Kontaminanti se razdeljuju između tečne i čvrste faze u zemljištu. Sorpcija je kontrolisana sadržajem organskog ugljenika u zemljištu, mineralnog sastava zemljišta i granulometrijskog sastava (EPA, 1995).

Tabela 3. Prosečan hemijski kvalitet procedne vode

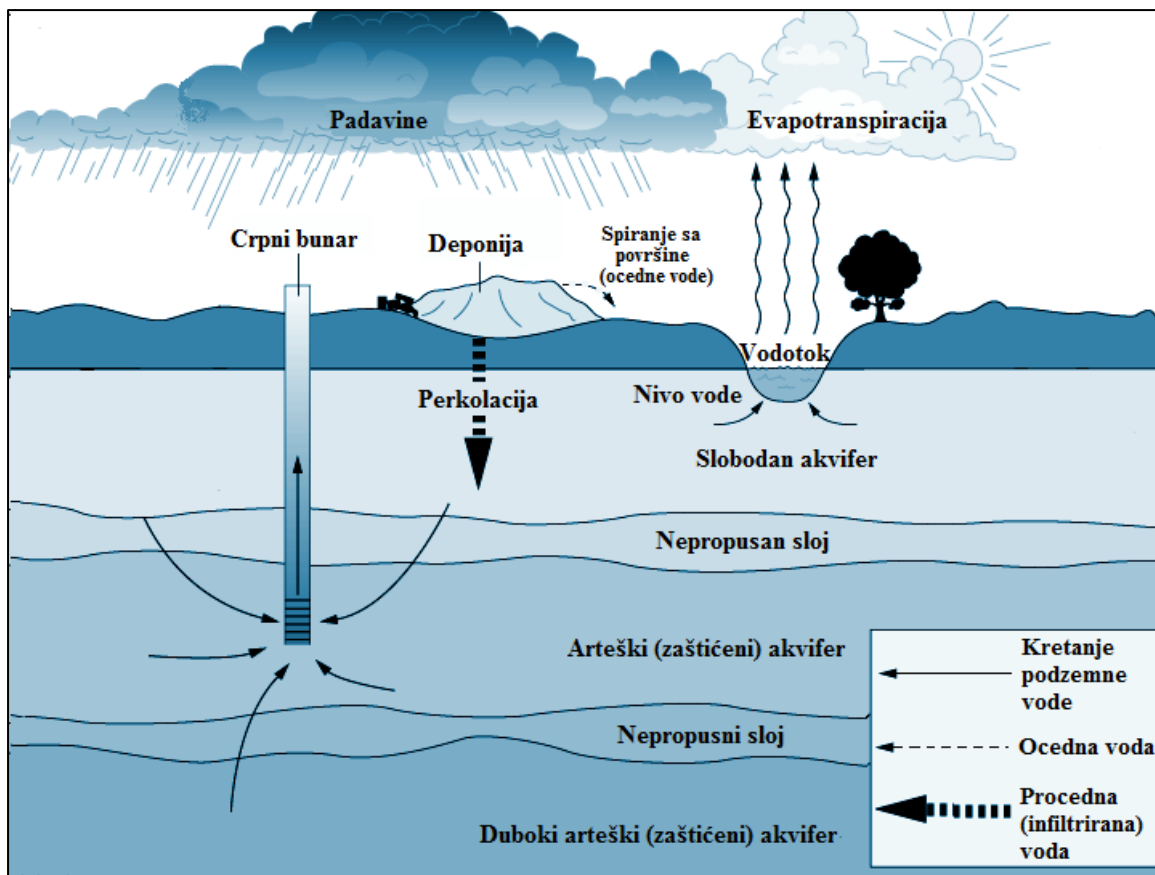
Parametar	Jedinica mere	Jones-Lee i Lee (1993)	Kjeldsen i sar. (2002)	Mukherjee i sar. (2014)	Pazoki i Ghasemzadeh (2020)
pH	-	5 - 7,5	4,5 - 9	-	5,3 - 8,5
Elektroprovodljivost	µS/cm	2000 - 8000	2500 - 35000	2000 - 8000	-
Suspendovane materije	mg/l	3000 - 50000	2000 - 60000	-	-
Rastvorene materije	mg/l	1000 - 20000	-	1000 - 20000	-
HPK	mg/l	1000 - 50000	140 - 152000	100 - 51000	150 - 100000
BPK ₅	mg/l	1000 - 30000	20 - 57000	1000 - 30300	100 - 90000
TOC	mg/l	700 - 10000	30 - 29000		
Ukupan azot	mg/l	-	-	2,6 - 945	50 - 5000
Ukupan azot po Kjeldalu	mg/l	10 - 500	14 - 2500	-	1 - 2000
Amonijak	mg/l	100 - 400	50 - 2200	-	1 - 1500
Nitrati	mg/l	0,1 - 10	-	-	0,1 - 50
Nitriti	mg/l	-	-	-	0,001 - 25
Ukupan fosfor	mg/l	0,5 - 50	0,1 - 23	-	0,1 - 30
Ortofosfati	mg/l	1,0 - 60	-	-	0,3 - 25
Hloridi	mg/l	100 - 2000	150 - 4500	47 - 2400	30 - 4000
Sulfati	mg/l	10 - 1000	8 - 7750	20 - 730	10 - 1200
Fenoli	mg/l	-	-	-	0,04 - 44
Na	mg/l	200 - 1500	70 - 7700	85 - 3800	50 - 4000
K	mg/l	-	50 - 3700	28 - 1700	10 - 2500
Ca	mg/l	100 - 3000	10 - 7200	240 - 2330	10 - 2500
Mg	mg/l	30 - 500	30 - 15000	4 - 780	50 - 1150
Fe	mg/l	10 - 1000	3 - 5500	0,1 - 1700	0,4 - 2200
Mn	mg/l	-	0,03 - 1400	0,01 - 400	0,4 - 2200
Zn	mg/l	0,5 - 30	0,03 - 1000	-	0,05 - 170
Ni	mg/l	0,1 - 1	0,015 - 13	0,1 - 1,0	0,02 - 2,05
Cu	mg/l	0,02 - 1	0,005 - 10	0,1 - 9,0	0,004 - 1,4
Pb	mg/l	0,1 - 1	0,001 - 5	0,005 - 1,0	0,008 - 1,02
Cr _{ukupno}	mg/l	0,05 - 1	0,02 - 1,5	0,5 - 1,0	0,03 - 1,6
Cd	µg/l	1 - 100	0,1 - 400	-	0,5 - 140
Hg	µg/l	-	0,05 - 160	-	0,2 - 50
As	mg/l	-	0,01 - 1	-	0,005 - 1,6
Naftalen	µg/l	-	-	-	4,6 - 186
Acenaftilen	µg/l	-	-	-	13,9 - 21,3
Fluoren	µg/l	-	-	-	21 - 32,6
Fenantren	µg/l	-	-	-	1,1 - 2170
Fluoranten	µg/l	-	-	-	9,56 - 723
Vinil-hlorid	µg/l	-	-	-	10 - 3000

Mikroorganizmi mogu transformirati organske materije kroz procese razmene elektrona. Generalno, organska materija služi kao redukujući agens (npr. BTEX), ali neorganska jedinjenja (npr. O_2 , SO_4^{2-}) se koriste kao oksidacioni agensi. Sa druge strane, postoje neka organska jedinjenja, poput halogenovanih ugljovodonika, koji se ponašaju kao oksidacioni agensi u hemijskoj redukciji dehalogenacije, pri čemu je potreban redukujući agens u podzemnoj vodi (npr. pirit). Dodatno, procesi fermentacije utiču na sastav organske materije, ali je dodatni oksidujuć agens potreban za potpunu oksidaciju do CO_2 . Stoga, razlaganje organskih polutanata u vezi je sa oksidoredukcionim uslovima. Važno je napomenuti da rastvoreni organski ugljenik u procednoj vodi pretežno sadrži huminske, fulvo i masne kiseline. Zbog toga razlaganje organske materije promovira redukcione uslove u procednoj vodi. Termodinamikom ovih procesa može se objasniti kako mikroorganizmi koriste elektron akceptore, s obzirom da mikroorganizmi vrše oksidaciju i redukciju u uslovima približnim termodinamičkoj ravnoteži. Sekvenca oksidacije i redukcije u ovim uslovima prikazana je na slici 5. Slobodna Gibsova energija za oksidovanje organskog ugljenika se snižava pri neutralnoj pH vrednosti prema sledećem redosledu: O_2 , NO_3^- , MnO_2 , Fe_2O_3 , SO_4^{2-} i CO_2 (Pazoki i Ghasemzadeh, 2020).



Slika 5. Sekvenca redoks uslova tokom kretanja procedne vode (Pazoki i Ghasemzadeh, 2020)

Oslobađanje brojnih polutanata sa deponije slobodnim kretanjem procedne vode predstavlja veliki rizik po životnu sredinu, naročito podzemnu vodu kao medijum životne sredine koji je pod najvećim uticajem (Hussein i sar., 2021). Pojednostavljeno kretanje procedne vode sa deponije prikazan je na slici 6 (Spiegel i Maystre, 1998). Pod ocednom vodom (eng. Run-off) misli se na istu zagađenu vodu sa tom razlikom da ona ne prolazi kroz zemljište, već se kreće po površini zemljišta češće ulivajući se u površinska vodna tela degradirajući njihov kvalitet (Pazoki i Ghasemzadeh, 2020).



Slika 6. Kretanje (pr)ocedne vode sa deponije (Spiegel i Maystre, 1998)

Teški metali poput hroma, kadmijuma i žive mogu ispoljiti toksične efekte na biotu i pri veoma niskim koncentracijama i/ili kratkom izlaganju (Rahman i Singh, 2019). Kada jednom dospeju u životnu sredinu, teški metali, zbog svojih toksičnih i kancerogenih svojstava, predstavljaju opasnost po biotu i zdravlje ljudi (Abu-Rukah i Abu-Aljarayesh, 2002), naročito jer nisu podložni degradaciji. Za razliku od organske materije u procednoj vodi, čiji se sadržaj može smanjiti u procesu proizvodnje metana iz otpada (Yusof i sar., 2009), teški metali mogu ostati na deponiji i do 150 godina ukoliko je prosečan stepen izluživanja 400 mm/god (Adelopo i sar., 2018). Teški metali se prirodno nalaze u životnoj sredini, obično u malim koncentracijama (Wuana i Okieimen, 2011), ali deponijska procedna voda može izazvati oslobađanje i koncentrisanje ovih metala. Tako, na primer, iz zemljišta do kojeg dospeva procedna voda sa povećanim sadržajem organske materije može doći do prekomernog oslobađanja As (DeLemos i sar., 2006; Ford i sar., 2011). Takođe, povišene koncentracije Fe i Mn u procednoj vodi imaju ulogu katalizatora procesa taloženja teških metala u zemljištu (Gharibreza i sar., 2013). Promene redoks uslova zbog prisustva velike količine organskih jedinjenja u procednoj vodi izazivaju rastvaranja Fe i Mn u prirodnom zemljištu (Yan i sar., 2016).

Kako je prethodno opisano, mikrobiološka aktivnost može dovesti do stvaranja redukcionih uslova. Sa druge strane, reakcije u vezi sa procednom vodom uslovljene su količinom dostupnog kiseonika. Na primer, bakterija *Desulfovibrio* redukuje dostupan sumpor (npr. od razlaganja amino kiselina) do sulfida. Ukoliko postoji dovoljno kiseonika ova reakcija će biti prekinuta pri čemu umesto sulfida nastaju sulfati, uz povećanje pH vrednosti. Sulfidi koji nastaju na deponiji smanjuju mobilnost većine teških metala, jer jedinjenja poput PbS, CdS i HgS imaju relativno malu rastvorljivost u vodi. Na ovaj način toksični metali bivaju imobilisani

(*Øygaard i sar., 2004*). Treba napomenuti da na deponiji obično nastaje ograničena količina sulfida, dovoljno da se izvrši taloženje svega 5% metala, zbog čega se dominantno talože metali koji imaju veću tendenciju ka tome (*Martensson i sar., 1999*). Povećanje koncentracije Fe u procednoj vodi može biti dobar indikator nedovoljne količine sulfida potrebne za taloženje metala, s obzirom da gvožđe ima najveću tendenciju za taloženje u obliku sulfida (*Øygaard i sar., 2004*). Sorpcioni procesi takođe igraju veoma važnu ulogu u kretanju teških metala iz procedne vode u zemljište (*Ololade i sar., 2019*). Posledično, promenom uslova u sredini može doći do desorpcije teških metala iz zemljišta. Kada dođe do zasićenosti zemljišta metalima, ili pod drugim uslovima, kao što je niža pH vrednost ili veća kompeticija za aktivna mesta na adsorbensu, doći će do desorpcije metala prethodno sorbovanih u zemljištu. Tako oslobođeni metali po pravilu dospevaju u podzemne ili površinske vode (*de Godoy Leme i Miguel, 2018*).

Bez obzira na to što samo mala količina metala koja se nalazi na deponiji biva izlužena, a veći deo zaostaje na deponiji kao rezultat anoksičnih uslova i stvaranja hidroksida i sulfida metala, ipak značajna količina metala sa nesanitarnih deponija dospeva u zemljište, podzemnu vodu i površinsku vodu degradirajući njihov kvalitet (*Oman i Junestedt, 2008*). Toksična svojstva teških metala i određenih organskih polutanata remete prirodnu biološku ravnotežu i inhibiraju proces samoprečišćavanja u prirodnim sistemima (*Dahiya i sar., 2006; Oman i Junestedt, 2008; Talalaj i Biedka, 2015; Gworek i sar., 2016*). Procedna voda koja se ne sakuplja zagađuje zemljište, podzemnu vodu i površinsku vodu, i negativno utiče na ekosistem. Degradacija kvaliteta podzemne vode na teritoriji deponija kao rezultat nekontrolisanog kretanja procedne vode evidentirana je u mnogobrojnim studijama (*Jones-Lee i Lee, 1993; Kjeldsen i sar., 2002; Mor i sar., 2006; El-Salam i Abu-Zuid, 2015; Han i sar., 2016; Rahman i Singh, 2019; Hussein i sar., 2021*). Rezultati velikog broja studija ukazuju na ispoljavanje toksičnosti teških metala na ribe i biljke u vodenim ekosistemima, čime se ozbiljno narušava lanac ishrane i ugrožava biodiverzitet (*Alkassasbeh i sar., 2009; Emenike i sar., 2011; Okedeyi i sar., 2014; Gworek i sar., 2016; Adamcová i sar., 2017; Ishak i sar., 2016; Vaverková i sar., 2018; Daria i sar., 2020*).

Dva glavna izvora za vodosnabdevanje stanovništva i industrije vodom su podzemna i površinska voda. Slobodnim kretanjem (perkolacijom i infiltracijom) procedna voda dospeva do podzemne i površinske vode (slika 6). Narušen fizički, hemijski i biološki kvalitet vode za piće može imati ozbiljni uticaj na zdravlje ljudi i životnu sredinu uopšte. Mala količina procedne vode može zagađiti veliku količinu podzemne vode, pri čemu negativno utiče na biotu i ograničava upotrebu ove vode (*Amano i sar., 2020*). Najveću opasnost predstavljaju uslovi u kojima ne postoji dovoljan stepen kontrole zagađenja sa deponije i ne postoji adekvatna zaštita izvorišta. U zavisnosti od faktora poput količine padavina, udaljenosti izvorišta vode i hidrogeoloških uslova, izvor za vodosnabdevanje može biti ozbiljno ugrožen čime se otežava korišćenje ove vode za vodosnabdevanje stanovništva i industrije, i za potrebe poljoprivrede (*Parvin i Tereq, 2021; Nyirenda i Mwansa, 2022*). Upotrebom vode za piće koja ima sadržaj organskih i neorganskih jedinjenja iznad preporučenih i propisanih vrednosti može ozbiljno narušiti zdravlje ljudi izazivanjem akutnih i hroničnih oboljenja, kao što su renalna oboljenja, pojava kancera, oboljenja respiratornog sistema, inhibicija funkcije štitne žlezde, smanjenje funkcije nervnog sistema i drugo (*WHO, 2022*).

Posmatrajući kvalitet procedne vode prikazan u tabeli 3, jasno je da je procedna voda kompleksna zagađena mešavina koja sadrži širok spektar polutanata. Kada procedna voda dospe u površinske ili podzemne vode ona može imati direktne i indirektno negativne efekte

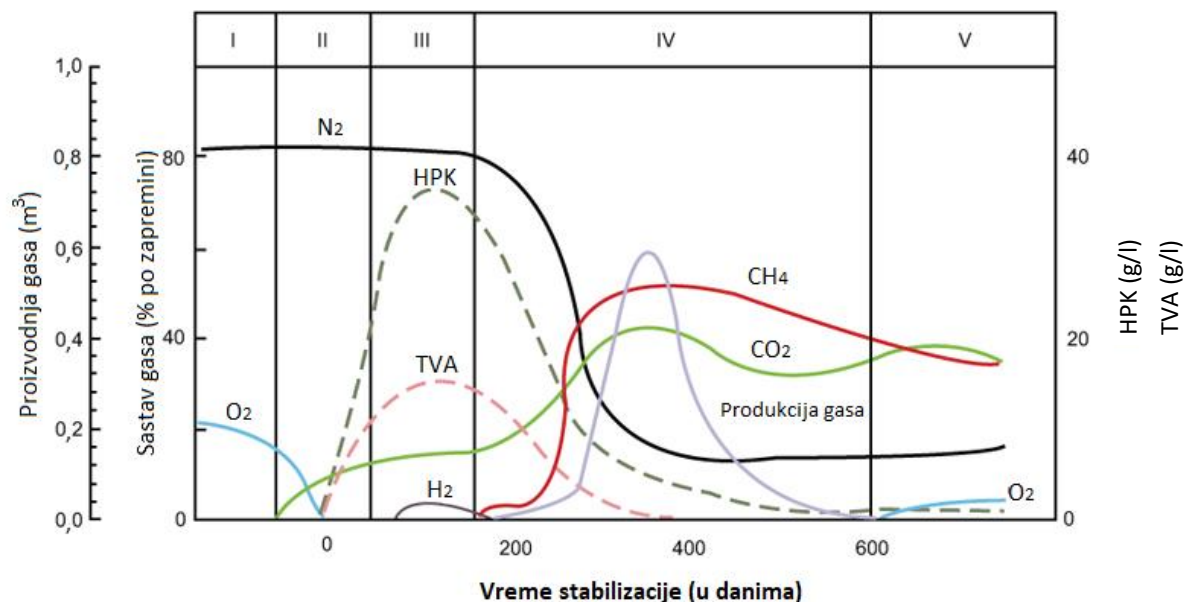
na ekosistem (*Kjeldsen i sar., 2002; Kawo i Karuppannan, 2018*). Povećanje mutnoće u vodi kao rezultat povećanja suspendovanih i rastvorenih materija može imati značajan uticaj na biotu koja zavisi od sunčeve energije, jer se na taj način smanjuje kapacitet fotosinteze akvatičnih biljaka, algi i pojedinih mikroorganizama. Posledično, dolazi do narušavanja lanca ishrane organizama (konzumenata) koji zavise od primarnih producenata. Takođe, otežavaju se uslovi ishrane predatorskih vrsta (*Amano i sar., 2020*). Povećanje mutnoće u kombinaciji sa povećanjem koncentracije slobodnih nutrijenata izaziva efekat eutrofikacije. Kako proces eutrofikacije odmiče dolazi do rasta i razvoja makrofita i fitoplanktona, što posledično dovodi do nagle produkcije veće količine organske materije, biodegradacije biomase i potrošnje kiseonika (*Cui i sar., 2021*). Smanjenje koncentracije rastvorenog kiseonika negativno utiče na ribe i druge organizme, uzimajući u obzir da je minimalna koncentracija rastvorenog kiseonika za uslove normalnog funkcionisanja akvatičnog ekosistema 4 mg/l (*Patel i Vashi, 2015*). Promena pH vrednosti vode kao posledica slobodnog kretanja procedne vode negativno utiče na morfologiju, fotosintezu i usvanje nutrijenata kod biljaka (*Zhao i sar., 2013*). Povećanje koncentracije metala u vodnim telima, naročito onih koji ne spadaju u grupu esencijalnih, mogu izazvati različite negativne efekte po žive organizme poput inhibicije rasta, ćelijske apoptoze i malformacije kičme i organa riba (*Amano i sar., 2020*).

Deponijski gas

Najveći deo komunalnog otpada koji dospeva na deponije predstavlja organsku materiju, koja je većim delom podložna biološkoj razgradnji. Najčešća korišćena obrada otpada predstavlja njegovo sabijanje (kompaktovanje), što se vrši u cilju smanjenja njegove zapremine, ali se time i promoviše nastajanje anaerobnih uslova, naročito ukoliko postoje postavljeni sistemi zaštitnih barijeri. Ovi uslovi su pogodni za formiranje zajednice mikroorganizama koji vrše fermentaciju. Mikroorganizmi iz ove grupe koriste organska jedinjenja iz otpada direktno ili preko njihovih proizvoda raspadanja, kao elektron akceptore u procesu proizvodnje energije. U ovu grupu mikroorganizama spadaju i oni koji proizvode metan. Drugi, veći deo grupe, čine sumporne bakterije, sumpor redukujuće bakterije i bakterije koje učestvuju u procesima amonifikacije i denitrifikacije. Kao rezultat njihovih aktivnosti nastaju gasovita, i u vodi rastvorna jedinjenja (*Pawłowska, 2014*). Na osnovu Člana 2 Evropske Direktive o deponijama (1999/31/EC) „deponijski gas“ predstavlja „sve gasove koji nastaju iz deponovanog otpada“. Deponijski gas najčešće nastaje kao rezultat mikrobioloških procesa, ali takođe može biti rezultat hemijskih reakcija između komponenti otpada i fizičkih procesa, kao što su isparavanje ili sublimacija, iako u puno manjoj meri (*EPA, 2008*).

Razlaganje organskog dela otpada na deponiji može se definisati kroz nekoliko sukcesivnih faza: inicijalna aerobna faza, anaerobna acidogena faza, inicijalna metanogena faza, stabilna metanogena faza i konačna aerobna faza. Proizvodi svake od prethodno navedenih faza predstavljaju substrate za narednu fazu (*Ashby, 2024*). Na slici 7 prikazan je dijagram nastajanja deponijskog gasa i njegov sastav za vremenski period u kome je obuhvaćeno svih pet faza biodegradacije. Tokom ovih faza menjaju se količina i sastav deponijskog gasa (*Njoku i sar., 2019*). Inicijalna aerobna faza započinje odmah nakon deponovanja otpada, dok je kiseonik prisutan u slobodnom prostoru (u porama između komada otpada). Ova faza započinje hidrolizom makromolekularnih substrata, i zatim biodegradacijom produkata hidrolize uz učešće kiseonika posredstvom heterotrofa. Nakon potrošnje kiseonika i stvaranja anaerobnih

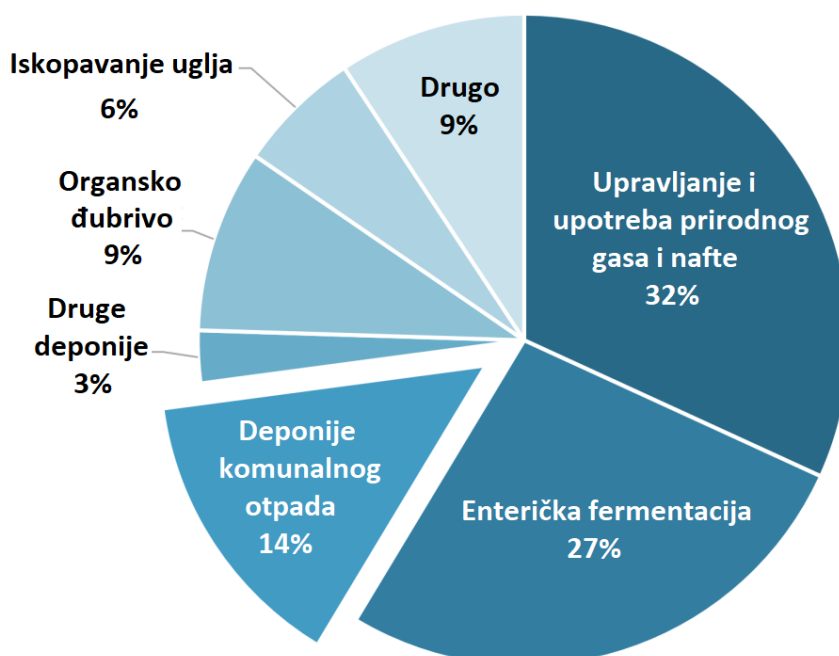
uslova sukcesivno se javljaju sledeći procesi: kisela fermentacija (acidogeneza), transformacija organskih kiselina u acetat (metanogena faza koja se još naziva i acetogeneza) i produkcija metana (stabilna metanogena faza). Poslednja faza (sazrevanje ili oksidacija) započinje kada se sva biodegradabilna organska materija u otpadu potroši. Sastav i količina deponijskog gasa koji nastaje zavise od prethodno navedenih faza koje, sa druge strane, zavise od drugih faktora, i to najviše od starosti deponije, sastava otpada, hidrometeoroloških uslova i prisustva inhibirajućih komponenti u otpadu (Cudjoe i Han, 2021).



Slika 7. Sastav i količina deponijskog gasa koji nastaje tokom različitih faza biodegradacije otpada (TVA - ukupna količina isparljivih organskih kiselina) (Njoku i sar., 2019)

Deponijski gas se u najvećoj meri sastoji od CH_4 i CO_2 , čiji se udeli u deponijskom gasu kreću u opsegu od 30% do 70% za CH_4 i od 20% do 50% za CO_2 . Oba ova gasa nemaju boju i karakterističan miris, a samo je CH_4 zapaljiv. Pored ovih gasova, deponijski gas sadrži i malu količinu kiseonika, azota, vodonika i amonijaka. Udeo ovih gasova u deponijskom gasu je svega nekoliko postotaka (ili manje), ali deponijski gas može sadržati i više od 550 jedinjenja iz različitih hemijskih grupa, koji čak i u tragovima mogu ispoljiti značajne negativne efekte (Ashby, 2024). Najveća koncentracija kiseonika i azota u deponijskom gasu javlja se tokom aerobne faze, pri čemu se oslobađaju iz pora strukture otpada, dok se azot javlja i tokom procesa denitrifikacije. Vodonik nastaje kao proizvod kisele fermentacije organske materije, pri čemu najveća količina vodonika nastaje tokom acidogene faze. Amonijak nastaje procesom amonifikacije organske materije bogate azotom: enzimskom hidrolizom proteina nastaju amino kiseline čijom deaminacijom (cepanjem amino grupe NH_2) ili fermentacijom (uz produkciju CO_2 i isparljivih organskih kiselina) nastaje amonijak. Koncentracija amonijaka u deponijskom gasu je obično reda nekoliko ppm-a, jer veći deo amonijaka ostaje u procednoj vodi. Zbog velike vlažnosti otpada i povišene temperature unutar deponovanog otpada deponijski gas ima visoku zasićenost vodenom parom, približno tački zasićenja. Ostale komponente deponijskog gasa mogu se svrstati u 12 grupa: sulfidi, alkani, alkeni, ciklična organska jedinjenja, halogenovana jedinjenja, alkoholi, estri, karboksilne kiseline, amini, etri, organosumporna jedinjenja i druga jedinjenja sa kiseoničnim funkcionalnim grupama poput ketona (Pan i sar., 2023).

Kao rezultat aerobnih i anaerobnih procesa koji se odigravaju na deponiji nastaje deponijski gas bogat CH_4 i CO_2 koji spadaju u grupu gasova staklene bašte. Količina metana koji se produkuje na deponijama rezultat je emisije 1-2% ukupne količine metana na svetskom nivou (Zhang i sar., 2019). Prema podacima US EPA (EPA, 2023) 14% od ukupne količine emitovanog metana u SAD je sa deponija komunalnog otpada, što uključuje i metan koji se oslobađa tokom tretmana procednih voda (slika 8). Količina gasova staklene bašte koji se emituju sa deponije zavisi od mnogih faktora: faze stabilizacije otpada na deponiji, veličina deponije (zapremina otpada), sadržaj organske materije i vlage u otpadu, temperatura, starost otpada i klimatski uslovi (Sun i sar., 2013). Kontrola emisije gasova staklene bašte sa deponije vrši se ekstrakcijom i sakupljanjem deponijskog gasa, njegovim spaljivanjem ili obradom, kompostiranjem otpada i spaljivanjem otpada. Kompostiranje i spaljivanje otpada takođe kao rezultat imaju emisiju gasova staklene bašte, ali je prema Morris i sar. (2013) emisija gasova staklene bašte tokom ovih procesa 9 puta manja u odnosu na nekontrolisanu emisiju deponijskog gasa.



Slika 8. Emisija metana u SAD prema izvorima (podaci za 2021. godinu) (EPA, 2023)

Deponijski gas predstavlja opasnost po ljudsko zdravlje i životnu sredinu, a njegovo spaljivanje ili korišćenje u svrhu proizvodnje energije umnogome smanjuje ovu opasnost. Spaljivanje deponijskog gasa služi za kontrolu emisije zagađenja termičkom degradacijom većine zagađujućih materija iz deponijskog gasa. Sa druge strane, nekontrolisanim spaljivanjem deponijskog gasa može doći do emisije značajne količine dioksina, koji spadaju u toksičnu grupu jedinjenja, pri čemu mogu ispoljiti negativne efekte i pri malim koncentracijama (EPA, 2023). Potencijalni negativni efekti deponijskog gasa se dakle ogledaju u negativnim efektima koje konstituenti deponijskog gasa mogu prouzrokovati:

- **Metan:** Metan je gas staklene bašte koji pod uslovima prisustva dovoljne količine kiseonika izaziva eksploziju (Chen i Greene, 2003). Kontinualno izlaganje ljudi metanu

može izazvati malaksalost i mučninu, a pri visokim koncentracijama i smrt kod ljudi (*Sharma i sar., 2018*).

- **Dioksini:** Prema opsežnim ispitivanjima kvaliteta deponijskog gasa zaključeno je da je srednja emisija dioksina spaljivanjem deponijskog gasa 0,141 ng I-TEQ/m³ (I-TEQ predstavlja jedinicu toksične ekvivalentnosti izražena kao udeo relativne toksičnosti datog polutanta). Izlaganje dioksinima, naročito polihlorovanim dibenzodioksinima (PCDDs), polihlorovanim dibenzofuranima (PCDFs) i polihlorovanim bifenilima (PCBs), povećava rizik pojave raka i bolesti kože, kose i jetre (*Chen i Greene, 2003, BREF 2019*). Hroničnim izlaganjem čak i maloj količini dioksida može izazvati i ishemiju srca kod ljudi (*Njoku i sar., 2019*).
- **Isparljiva organska jedinjenja:** Deponijski gas može sadržiti veliki broj jedinjenja iz grupe VOC od kojih se mnoga klasifikuju kao opasni polutanti, zbog čega se zahteva njihovo spaljivanje (*Chen i Greene, 2003*). Jedinjenja iz ove grupe generalno imaju visok kancerogeni potencijal i u vezi su sa pojavom tumora na plućima i koži kod ljudi (*Sakawi i sar., 2011*).
- **Kiseli gasovi:** Gasovi poput NO₂ i SO₂ imaju štetne efekte na životnu sredinu i ljudsko zdravlje (*Boningari i Smirniotis, 2016*). Tokom udisanja kiselih gasova javlja se iritacija nosa i grla, akutni bronhitis i akutna astma. Dodatno, kontaktom ljudi sa NO₂ povećava se mogućnost pojave respiratornih infekcija. Tokom emisije kiselih gasova sa deponije, veći deo ovih gasova dospeva u atmosferu izazivajući kiselu kišu, i time vršeći negativan uticaj na ceo ekosistem (*Njoku i sar., 2019*).
- **Vodonik-sulfid:** Vodonik-sulfid je gas bez boje, izrazito neprijatnog mirisa, visoke zapaljivosti. Nastaje kada se komponente otpada koje sadrže sumpor (npr. gips i stirodur) mešaju sa biodegradabilnim otpadom na deponiji. Vodonik-sulfid je, zajedno sa amonijakom, najzaslužniji za pojavu neprijatnog mirisa u blizini deponije, a izlaganje velikim dozama H₂S može izazvati respiratornu paralizu i oštećenje nervnog sistema kod ljudi (*Li i Moore, 2008*).

2.3. Multi-kriterijumska metoda odlučivanja (MCDM)

Multi-kriterijumska metoda odlučivanja (MCDM) ili multi-kriterijumska analiza odluke predstavlja pod-disciplinu operacionih istraživanja, koja podrazumeva upotrebu više od jednog kriterijuma u procesu donošenja odluke. MCDM je ujedno i metodološki pristup i set tehnika, sa ciljem rangiranja dostupnih ili predloženih opcija (alternativa) od najviše do najmanje poželjne (*Azzabi i sar., 2020*). Ove opcije, odnosno alternative, razmatraju se sa aspekta dostizanja željenih ciljeva, a često se može desiti da ni jedna od alternativa ne može da zadovolji sve ciljeve. Na primer, alternativa koja je bolja često je i skuplja. Cena i korist često su u konfliktu, što je slučaj i za kratkoročne i dugoročne koristi. Tako i rizik može biti veći kada neka alternativa potencijalno ima više prednosti (*Sindhvani i sar., 2022*).

Tehnički aspekti MCDM zapravo predstavljaju način na koji se kompleksan problem posmatra, sa ili bez ekonomskog aspekta, praktično deljenjem problema na manje celine kojima se lakše upravlja. Cilj tehničkih aspekata MCDM je da pomogne donošenju odluka, ali da ne donosi odluku. Drugim rečima, kao set tehnika, MCDM pruža različite načine „raslojavanja“ kompleksnog problema određivanjem do kog stepena alternative postižu ciljeve i određivanjem značaja tih ciljeva (*Azzabi i sar., 2020*).

Prvi potpuni oblik MCDM prikazali su Kenney i Raiffa (1976), vodeći se teorijom odluke (izbora). Proširenjem teorije odluke uključivanjem multi-kriterijumskih posledica, Kenney i Raiffa dali su teoretski zasnovanu integraciju neizvesnosti u vezi sa posledicama i više ciljeva koje te posledice postižu. Osnove MCDM, međutim, datiraju još od 18. veka, i rezultat su rada američkog naučnika i političara Bendžamina Frenklina, koji je kritički analizirao logička i intelektualna osmatranja dva aspekta alternativa. Drugim rečima, Bendžamin Frenklin je poredio dve moguće alternative kroz analizu argumenata sličnih važnosti uz jasno praćenje ovog procesa. Kada je korišćenjem više argumenata napravio podjednaku važnost između dve alternative, primetio je da je potreban još jedan važan argument za odluku, a to je učešće donosioca odluke, što je u ovom slučaju bio on (*Zionts, 1979*).

Glavna pretpostavka teorije odluke je da donosioci odluka žele biti koherentni tokom donošenja odluka, odnosno donosioci odluka se neće namerno voditi odlukama koje su kontradiktorne jednoj drugoj. Na primer, niko ne bi napravio nekoliko opklada na ishod jedne trke tako da će sigurno izgubiti novac bez obzira ko u trci pobedi. Tokom razvoja MCDM, teorija odluke je proširena uključivanjem koherentnosti, ili doslednosti prednosti, usvajajući jednostavne principe koherentne prednosti (*Azzabi i sar., 2020*), kao što je princip tranzitivnosti: ukoliko je opcija A poželjnija od opcije B, a opcija B poželjnija od opcije C, onda opcija A treba da bude poželjnija od opcije C, što je zahtev ukoliko prednosti želimo da iskažemo numerički (*Doumpos i sar., 2019*). Korišćenjem ovih jednostavnih principa kao aksiome moguće je izvesti ne toliko očigledne teoreme, koje su korisne tokom procesa donošenja odluka. Paralela ovome se može osmotriti u geometriji. Jednostavan princip poput „najkraća udaljenost između dve tačke je prava linija“ može se kombinovati sa pravilima logike u cilju dokazivanja teoreme koja naizgled nije jasna, slično kao Pitagorina teorema: „Površina kvadrata konstruisanog nad hipotenuzom pravouglog trougla jednak je zbiru površina kvadrata konstruisanih nad katetama“. Tri su glavne teoreme kojima se vodi MCDM:

- 1) Postojanje verovatnoće: brojevi koji pokazuju verovatnoću da će se neka posledica dogoditi.
- 2) Postojanje korisnosti: brojevi koji pokazuju subjektivnu vrednost posledice i odnos donosioca odluka prema riziku.
- 3) Preduzimanje akcije: odabir pravca delovanja u vezi sa najvećim zbirom korisnosti ponderisanih verovatnoćom.

Treća teorema se još naziva i pravilo očekivane korisnosti. Da bi se ovo pravilo moglo primeniti potrebno je proceniti verovatnoću i korisnost svakog mogućeg ishoda pravca delovanja, pomnožiti ove dve kvantitativno iskazane vrednosti za svaki ishod, i sabrati ove proizvode da bi se iskazala korisnost pravca delovanja. Ponoviti postupak za svaki pravac delovanja i odabrati delovanje koje daje najveću očekivanu korist (*Azzabi i sar., 2020*).

Prethodni opis multi-kriterijumske metode odlučivanja je striktno zasnovan na teoriji, dok je jednostavnije sagledati ovu metodu kao vođeno istraživanje problema. U tom smislu, osnovni koraci svake MCDM su:

- 1) **Uspostavljanje konteksta odluke:** Prvi korak MCDM uvek je definisanje i zajedničko razumevanje konteksta odluke, uzimajući u obzir sve strukture (administrativne, političke, sociološke, ekonomske itd.). Ovaj korak u vezi je sa ciljevima koje donosioci odluke žele da postignu, subjektima na koje će odluke uticati i identifikacijom odgovornih lica (*Ozsahin i sar., 2021*). Vrlo je važno u ovom koraku jasno razumeti

ciljeve. Najčešće postoji više ciljeva koji se razmatraju tokom donošenja odluke, ali potrebno je definisati jedan, viši cilj, u odnosu na druge.

- 2) **Identifikovanje opcija (alternativa):** Alternative su te koje se biraju tokom MCDM, odnosno krajnji ishod MCDM predstavlja odabir jedne ili više alternativa koje daju najpoželjniji ishod. Često je da alternative nisu očigledne ili jasno definisane, pa je stoga praksa da se pomoću intuicije, iskustava, prethodnih i novih ideja i dostupnih informacija vrši selekcija alternativa u više faza sistemom eliminacije po kriterijumima ograničenja (npr. pravna i logistička ograničenja) (*Azzabi i sar., 2020*). Može se desiti da se u narednim koracima MCDM ustanovi da ni jedna od alternativa nije pogodna, pri čemu se ponavlja ovaj korak (*Doumpos i sar., 2019*).
- 3) **Identifikovanje kriterijuma i pod-kriterijuma:** Generalno, kriterijumi i pod-kriterijumi predstavljaju meru performansi po kojima se razmatraju alternative. Postoji mnogo različitih pristupa određivanja kriterijuma i pod-kriterijuma. Izmerena ili procenjena vrednost mora pokazati koliko data alternativa može ispuniti zadate ciljeve iskazane preko datog kriterijuma (*Azzabi i sar., 2020; Ozsahin i sar., 2021*). Najčešći pristup je da se pažljivo sagleda prvi i drugi korak MCDM i u skladu sa tim iznesu mogući kriterijumi i pod-kriterijumi, od koji se biraju oni koji se smatraju relevantnim za odabrane ciljeve. Jednostavan način odabira je postaviti pitanje: „Da li je moguće u praksi izmeriti ili proceniti koliko se dobro neka alternativa može pokazati u odnosu na dati kriterijum?“ (*French, 2023*).
- 4) **Ocenjivanje i dodeljivanje težinskih faktora:** Ocenjivanje kriterijuma i pod-kriterijuma i dodeljivanje odgovarajućih težinskih faktora je korak u kome se u najvećoj meri razlikuju MCDM metode (*Ozsahin i sar., 2021*). Ocenjivanje odabranih kriterijuma može se vršiti na osnovu predefinisane skale ili se vrši normalizacija dobijenih vrednosti. Sa druge strane, ocene kriterijuma i pod-kriterijuma mogu biti kvalitativne (opisne) ili kvantitativne (numeričke). Ukoliko su ocene kvalitativne, potrebno je izvršiti konvertovanje ovih vrednosti u kvantitativne, što se može izvršiti na više načina (*Azzabi i sar., 2020*). Najčešći pristup određivanja težinskih faktora zasniva se na pravljenju matrice koja sadrži kriterijume i alternative. Donosioci odluka zatim rangiraju važnost i značaj ovih kriterijuma u odnosu na željene ciljeve koje će postići odabirom alternativa. Na osnovu izjašnjavanja donosioca odluka korišćenjem matrica određuju se težinski faktori odabranom metodom (*French, 2023*).
- 5) **Procena performansi:** Metoda procene performansi umnogome zavisi od primenjene metode rangiranja kriterijuma i pod-kriterijuma, kao i od primenjene metode određivanja težinskih faktora, ali zavisi i od ciljeva MCDM. Na primer, ukoliko je cilj da se tokom rangiranja proceni koliko je neka alternativa bolja od druge, onda nije dovoljno posmatrati samo rangiranje alternativa, već je potrebno sagledati numeričke vrednosti datih kriterijuma i konačne ocene (*Selvan i sar., 2023*). Cilj ovog koraka je da se izvrši provera doslednosti numeričke skale procenjenih kriterijuma, tako da se osigura da viša vrednost znači poželjnija alternativa (*Azzabi i sar., 2020*).

Korišćenje MCDM ima mnoge prednosti u odnosu na druge metode donošenja odluka koje ne koriste specifične kriterijume:

- ne postoje nejasnoće, ili su one svedene na minimum,
- jednostavno se može primeniti na drugačiji scenario,
- racionalno je (postojanje razloga za analitički proces),

- može se primeniti na različite oblasti,
- lako se može prilagoditi promenom ciljeva ili kriterijuma i
- omogućava korišćenje različitih baza podataka (*Ozsahin i sar., 2021*).

Analizom upotrebe MCDM metoda u poslednjih 50 godina, autor Simon French (2023) definisano je glavne probleme i nedostatke upotrebe MCDM u praksi:

- **Nesigurnosti:** Vrlo retko se analiziraju i ističu nesigurnosti u vezi korišćenja MCDM, dok se veoma često čak potpuno ignorišu. Nesigurnosti se mogu posmatrati kao odnos između onoga što će se dogoditi i onoga što donosioci odluke žele da se dogodi. Dobar način da se sagledaju nesigurnosti korišćenja MCDM je da se primeni analiza osetljivosti.
- **Neprepoznavanje konteksta:** Jedno od najčešćih grešaka koje se javljaju pri upotrebi MCDM je da odluka mora biti potpuno jasno definisana. Odluka ne može biti jasno definisana bez poznavanja šireg konteksta. Kontekst se u ovom slučaju treba posmatrati kao višefazni koncept, gde se osim poznavanja strukture odluke moraju dati odgovori na specifična pitanja, kao što je: „Koliko je hitno doneti odluku i koliko resursa je dostupno za analizu ulaznih podataka za MCDM?“. Poznavanjem konteksta može se odrediti koja MCDM tehnika je pogodna za donošenje odluke. Iako ne postoji idealan način prepoznavanja konteksta, autori Shaw i sar. (2006) i Shaw i sar. (2007) predlažu upotrebu tehnika poput SOR (*eng. Soft Operational Research*) ili PSM (*eng. Problem Structuring Method*).
- **Nerazumevanje ciljeva:** Potpuno ili delimično nerazumevanje ciljeva MCDM modela rezultat je nedovoljno znanja i iskustva iz oblasti koje su obuhvaćene donošenjem odluka. Ovo kao rezultat može izazvati greške u svakoj fazi MCDM, kao što su: pogrešan odabir ili postavljanje alternativa, uključivanje nerelevantnih ili nedostajanje relevantnih kriterijuma i pogrešno definisanje težinskih faktora. Cilj predstavlja ishod koji se postiže odabirom alternative, i to je ono što se želi postići primenom MCDM, međutim cilj se mora posmatrati u širem kontekstu potencijalnih dešavanja, a ne samo sa aspekta odabranih kriterijuma. Ovo je najčešća greška koja se javlja upotrebom MCDM, jer je gotovo nemoguće sagledati sve moguće ishode odabira neke alternative, ali je stoga potrebno jasno definisati okvir donošenja odluke, što omogućava ograničavanje promenljivih u datom sistemu.

Prethodno su opisane osnove multi-kriterijumske metode odlučivanja, a u zavisnosti od dizajna metode one se razlikuju (*Ozsahin i sar., 2021*), budući da se MCDM koristi u najrazličitijim oblastima i da se zbog nedostataka univerzalne metode često koristi više metoda. MCDM metode razlikuju se u zavisnosti od mogućnosti upotrebe podataka u procesu donošenja odluka raznovrsne strukture (kvalitativne, kvantitativne i različitih skala i metričkih sistema), odnosa prema kriterijumima i njihovog relativnog značaja, prepoznavanja konflikta i odnosa odabranih kriterijuma (*Srđević i sar., 2002*) i načina posmatranja ciljeva. Danas se najčešće koriste sledećih pet MCDM metoda, kao i njihovih različitih izvedbi (*Azzabi i sar., 2020; Ozsahin i sar., 2021; Selvan i sar., 2023*):

- AHP - Analitički hijerarhijski proces (*eng. Analytical Hierarchy Process*);
- TOPSIS - Tehnika za redosled prioriteta prema sličnosti sa idealnim rešenjem (*eng. The Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution*);

- ELECTRE - Eliminacija i odabir za iskazivanje realnosti (*fr. ELimination Et Choix Traduisant la REalité*);
- PROMETHEE (*eng. Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation*);
- SAW - Metoda jednostavnih aditivnih težina (*eng. Simple Additive Weighting Method*).

Od prethodno navedenih MCDM metoda, prema autorima Taherdoost i Madanchian (2023), u prethodnih deset godina najčešće su korišćene AHP, TOPSIS i SAW. Pored prethodno navedenih MCDM metoda sve je veći trend upotreba metoda zasnovanih na fazi (rasplinutoj) logici i metoda neuralne mreže, sa tim da se neuralne mreže koriste kao pomoćna metoda (Liang i sar., 2023).

MCDM metode zasnovane na fazi logici (FMCDM) razvijene su kao efikasan pristup rešavanju kompleksnih problema sa visokim stepenom nesigurnosti i kompleksnosti. Zasniva se na proceni alternativa u odnosu na kriterijume učešćem donosioca odluka, gde se prednosti alternativa u odnosu na kriterijume iskazuju kvalitativnim (lingvističkim) vrednostima kroz fazi brojeve (Karami i sar., 2022). Kao alternativa Likertovoj skali kojom se dodeljuje jedna vrednost koja odgovara opisu, fazi logikom se pravi skala kojom se rangira svaki kriterijum pri čemu se rangiranje vrši na osnovu odnosa lingvističke vrednosti sa njegovim značajem. Ovakav pristup omogućava upotrebu MCDM čak i kada postoje različite skale rangiranja kriterijuma (Liang i sar., 2023). Na primer, ukoliko je prosečna visina muškarca u Norveškoj 183 cm, u SAD-u 176 cm, a u Filipinima 165 cm, kako će se rangirati visina muškarca od 180 cm? S obzirom da odgovor na ovo pitanje zavisi od načina na koji se data vrednost posmatra, može se reći da će za nekog iz Norveške muškarac visine 180 cm biti „nizak“, a za nekog iz Filipina biti „visok“. Ove lingvističke ocene konvertuju se u fazi brojeve upotrebom fazi skale, što omogućava kvantitativno prikazivanje i dalje ocenjivanje vrednosti kriterijuma na mnogo objektivniji način u odnosu na Likertovu skalu (Sindhvani i sar., 2022).

AHP

Analitički hijerarhijski proces (AHP) predstavlja jednu od najčešće korišćenih MCDM metoda (Azzabi i sar., 2020; Taherdoost i Madanchian, 2023). Univerzitetski profesor Thomas L. Saaty razvio je ovu metodu tokom sedamdesetih godina prošlog veka (Saaty, 1980), od kada se redovno koristi i unapređuje (Saaty, 1990; Saaty, 2014). AHP metoda uključuje nekoliko koraka. U odnosu na prethodno opisane osnovne korake svake MCDM, AHP metodu ističe formiranje hijerarhije strukture, koja po pravilu ima tri nivoa: prvi nivo su ciljevi, drugi nivo su kriterijumi, a treći nivo alternative. Ova hijerarhija služi da se, umesto predefinisanih vrednosti, težinski faktori određuju prema metodi parnih poređenja: svaki kriterijum direktno se poredi sa drugim, a donosioci odluka daju međusobni relativni značaj ovih kriterijuma (npr. kriterijum A je mnogo važniji od kriterijuma B). Za iskazivanje značaja poređenjem dva kriterijuma koristi se Satijeva skala čije se vrednosti kreću od 1 (podjednaka važnost) do 9 (apsolutna dominatnost) (Saaty, 1990), iako se u ovu svrhu mogu koristiti i druge skale (npr. logaritamska skala) (Franek i Kresta, 2014). Ovo omogućava dobijanje težinskih faktora na osnovu subjektivnog mišljenja donosioca odluka u cilju iskazivanja značaja svakog od odabranih kriterijuma za dostizanje ciljeva korišćenjem jedne od, ili više, razmatranih alternativa. Drugim rečima, ova metoda se isključivo zasniva na upoređivanju alternativa

prema prethodno odabranim relevantnim kriterijumima. Na ovaj način, kompleksni problemi se mogu uprostiti na manje celine, pri čemu je jasnije i lakše doneti odluku (*Selvan i sar., 2023*).

Zbog matematičke osnove AHP i subjektivnosti donosioca odluka, tokom određivanja težinskih faktora mogu se javiti nedoslednosti (*Saaty, 1990*). Na primer, može se desiti da je kriterijum A važniji od kriterijuma B, a kriterijum B važniji od kriterijuma C, a da se na kraju zaključi da je kriterijum C važniji od kriterijuma A, što je praktično nemoguće. Zbog toga, nakon određivanja težinskih faktora sledi računanje indeksa doslednosti, čija vrednost manje od 0,1 ukazuje da je doslednost donosioca odluka prilikom određivanja značaja kriterijuma zadovoljavajuća. Vrednosti indeksa doslednosti veće 0,1 ukazuju na nedoslednost donosioca odluka, pri čemu se postupak ponavlja, ili se unos datog donosioca odluka odbacuje (*Ozsahin i sar., 2021*).

AHP metoda ima mnoge prednosti u odnosu na druge MCDM metode, ali ima i brojna ograničenja. Glavne prednosti AHP metode su mogućnost korišćenja velikog broja kriterijuma, pod-kriterijuma i alternativa, mogućnost primene u različitim oblastima, strukturni pristup kojim se pojednostavljaju kompleksni problemi i mogućnost korišćenja različitih podataka (kvalitativnih, kvantitativnih i različitih metrika). Najznačajnije negativne strane AHP odnose se na subjektivnost donosioca odluka. Naime, iako postoji mogućnost određivanja stepena doslednosti donosioca odluka prilikom njihovog učešća u računanju težinskih faktora, može se desiti, naročito pri velikom broju kriterijuma i pod-kriterijuma, da rasuđivanje donosioca odluka bude pogrešno. Faktor koji utiče na mogućnost lošeg rasuđivanja donosioca odluka nije samo broj kriterijuma, već i redosled poređenja. Sa druge strane, kada postoji veliki broj kriterijuma, ili se koriste i pod-kriterijumi, vreme potrebno za određivanje težinskih faktora se značajno povećava (*Karthikeyan i sar., 2016*).

TOPSIS

Tehnika za redosled prioriteta prema sličnosti sa idealnim rešenjem (TOPSIS) je prvi put predstavljena od strane Hwang i Yoon 1981. godine (*Hwang i Yoon, 1981*), a unapređena je dva puta: 1987. godine (*Yoon, 1987*) i 1993. godine (*Hwang i sar., 1993*). Fundamentalni koncepti ove metode ogledaju se u a) najmanjoj udaljenosti od idealnog pozitivnog rešenja i b) najvećoj udaljenosti od idealnog negativnog rešenja. Glavna ideja TOPSIS metode jeste da se odredi najbolja zamišljena alternativa, i da se odredi situacija koja je najbliža ovoj zamišljenoj alternativni, a da je ujedno najdalje moguće od najmanje idealne alternative (*Sianaki, 2020*).

Idealno pozitivno rešenje se karakteriše kao kombinacija svih najboljih vrednosti koje se mogu dobiti za odabrane kriterijume, dok je idealno negativno rešenje obrnuto. TOPSIS metoda koristi udaljenosti svake od razmatranih alternativa u odnosu na ova idealna rešenja u cilju određivanje relativnih performansi alternativa. Drugim rečima, performanse date alternative se ne posmatraju samo na osnovu toga koliko je blizu idealno pozitivnom rešenju, nego i koliko je udaljeno od idealno negativnog rešenja. Vrlo je važno napomenuti da je potrebno definisati šta znači „najgori“ i „najbolji“ ishod svakog kriterijuma odabranih za ocenjivanje alternativa. Sa tim u vezi, TOPSIS uključuje 6 koraka: 1) pravljenje i normalizovanje matrice za odlučivanje; 2) množenje vrednosti matrice sa težinskim faktorima; 3) određivanje pozitivnih i negativnih idealnih rešenja; 4) određivanje udaljenosti alternativa od idealnih rešenja; 5)

određivanje relativne blizine alternativa idealnim rešenjima; 6) rangiranje alternativa (*Ozshin i sar., 2021*).

Prednosti TOPSIS metode su: zasniva se na jednostavnom konceptu koji je lako razumljiv, koristi manje zahtevne proračune i razlike između alternativa se mogu prikazati vizuelno (*Kraujalienè, 2019*). Negativne strane ove metode ogledaju se u potrebi za računanjem težinskih faktora primenom druge metode i mogućoj pojavi nedoslednosti usled subjektivnosti (*Sharma i sar., 2020*).

SAW

Metoda jednostavnih aditivnih težina (SAW) ili Metoda sabiranja ponderisanih vrednosti (WSM) prvi put je korišćena za proces donošenja odluka od strane Churchman i Ackoff (1954). Zbog svoje jednostavnosti SAW metoda je jedna od najpopularnijih i najpoznatijih MCDM metoda, pri čemu se koristi jednostavna jednačina za određivanje najbolje alternative:

$$p_i = \sum_{j=1}^m w_j r_{ij} \quad (1)$$

gde p_i predstavlja ukupnu ocenu i-te alternative, w_j predstavlja težinski faktor kriterijuma j ; r_{ij} predstavlja normalizovanu vrednost alternative i prema kriterijumu j , a m predstavlja broj korišćenih kriterijuma.

Za SAW metodu potrebno je definisati da li je kriterijum maksimiziran (*eng. beneficial*) ili minimiziran (*eng. non-beneficial*). Ukoliko je kriterijum maksimiziran (veća vrednost je bolja) koristi se sledeća jednačina:

$$r_{ij} = \frac{x_{ij} - x_j^-}{x_j^* - x_j^-} \quad (2)$$

dok se kod minimiziranih kriterijuma (manja vrednost je bolja) koristi sledeća jednačina:

$$r_{ij} = \frac{x_j^- - x_{ij}}{x_j^- - x_j^*} \quad (3)$$

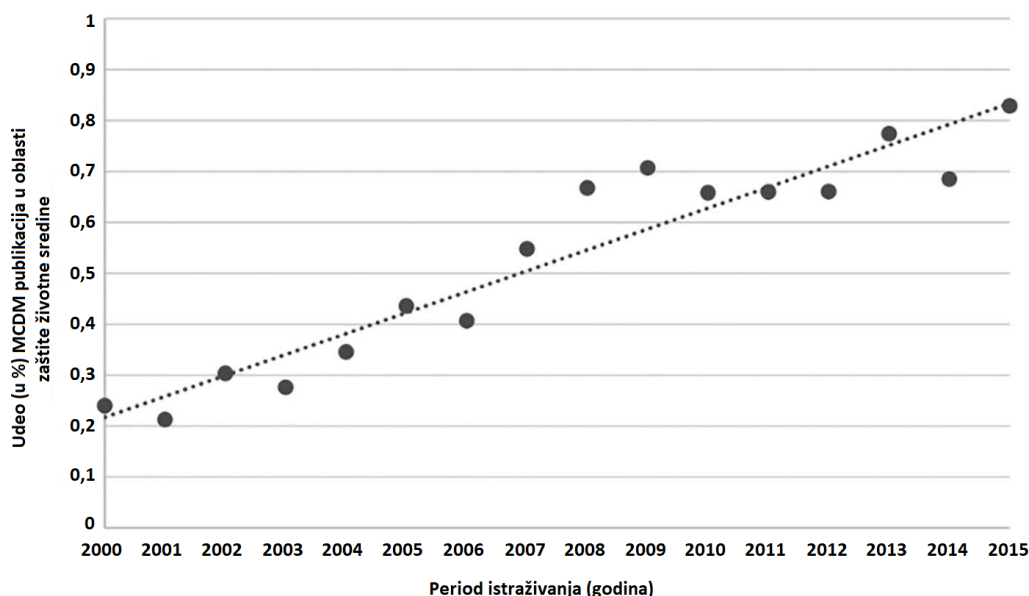
gde x_j^* predstavlja najvišu vrednost kriterijuma j za alternativu i , x_j^- predstavlja najnižu vrednost kriterijuma j za alternativu i (*Tzeng i Huang, 2011*).

Prednosti ove metode ogledaju se u njenoj jednostavnosti, fleksibilnosti i mogućnosti upotrebe velikog broja kriterijuma. Za određivanje težinskih faktora mora se koristiti odgovarajuća

metoda, što omogućava kontrolisanje subjektivnosti (*Putra i Punggara, 2018*). U poređenju sa drugim MCDM metodama, SAW je mnogo jednostavnija metoda koja daje slične rezultate kao i mnogo kompleksnije metode (*Ubavin i sar., 2017*). Glavni nedostatak ove metode je što se podrazumeva da kriterijumi zavise jedni od druge, što ne mora biti slučaj.

2.3.1. Upotreba MCDM u upravljanju životnom sredinom

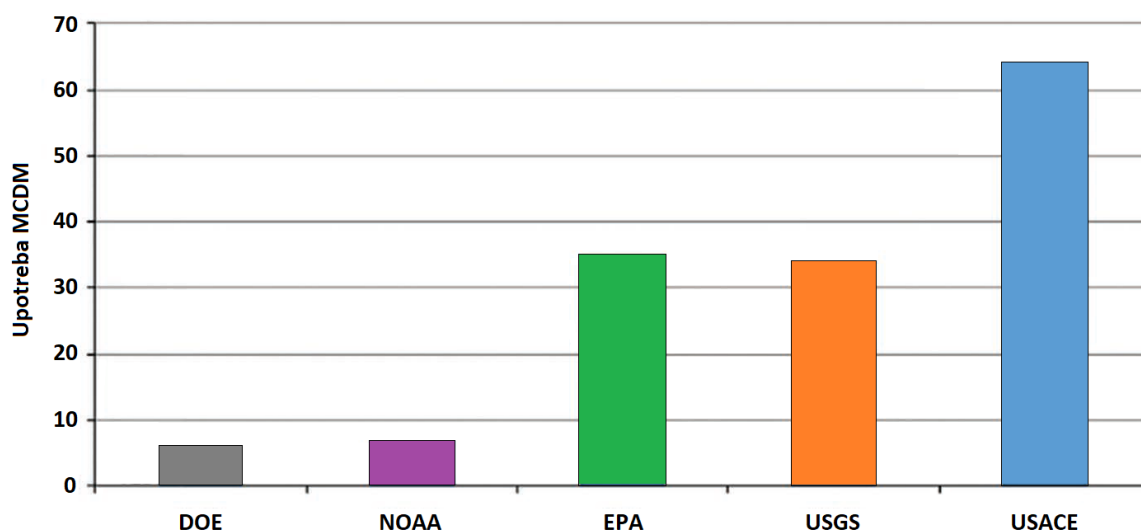
Efikasno donošenje odluka u oblasti upravljanja životnom sredinom zasniva se na balansu mnogobrojnih faktora, uključivanju eksperimentalno dobijenih podataka, etničkim i političkim razmatranjima i uticaja interesnih strana. Metodologija kojom se mogu integrisati ovi heterogeni aspekti je MCDM. Huang i sar. (2011) izvršili su pregled literature za period između 1990. i 2009. godine na WOS (Web of Science) platformi koristeći kombinaciju MCDM ključnih reči. Naučne oblasti za koje je izvršena pretraga su Zaštita životne sredine i Inženjersvo zaštite životne sredine, sa tim da su uzeti u obzir i rezultati drugih oblasti ukoliko su u vezi sa zaštitom životne sredine. Rezultati istraživanja pokazala su da je tokom perioda između 1990. i 2000. godine publikovano ukupno 242 rada, dok je u periodu od 2000. do 2009. godine publikovano 765 radova (*Huang i sar., 2011*). Prema novijim rezultatima pregleda literature, autori Taherdoost i Madanchian (2023) zaključili su da je tokom perioda između 2012. i 2021. godine publikovano preko 9000 naučno-istraživačkih radova na temu korišćenja MCDM metode, od čega je za oblast zaštite životne sredine publikovano 2211 naučno-istraživački rad. To je prema istraženim oblastima treća po redu po broju publikacija. Autori su takođe zaključili da upotreba MCDM kao metode rešavanja problema u životnoj sredini ima eksponencijalni rast tokom prethodnih godina (*Taherdoost i Madanchian, 2023*), što su takođe zaključili i autori Cegan i sar. (2017) za prethodni period (slika 9).



Slika 9. Trend upotrebe MCDM u publikacijama iz oblasti zaštite životne sredine u periodu od 2000. do 2015. godine (*Cegan i sar., 2017*)

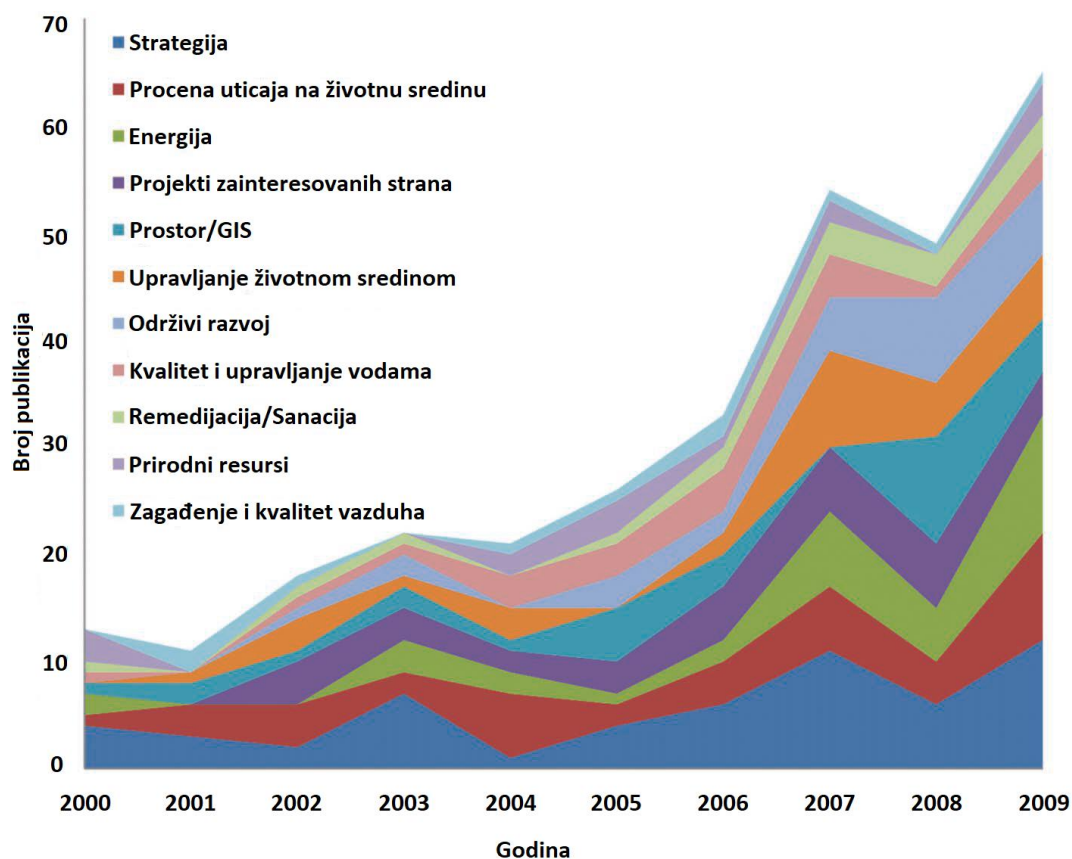
Upotreba MCDM metoda od strane agencija i organizacija koje se bave zaštitom životne sredine takođe eksponencijalno raste. Na slici 10 prikazana je učestalost primene MCDM za donošenje i analizu odluka od strane Agencije za zaštitu životne sredine (EPA), Ministarstva energetike SAD (DOE), Nacionalne administracije za okeane i atmosferu (NOAA), Geološkog topografskog instituta SAD (USGS) i Inženjerskog korpusa vojske SAD (USACE). Ove agencije su tokom perioda od 2000. do 2016. godine praktično udvostručile primenu MCDM metoda od kojih se većina koriste, a za manji broj se samo predlaže njihova upotreba (Kurth i sar., 2017).

Najčešće korišćene metode u oblasti upravljanja životnom sredinom u 2009. godini su AHP (55%), SAW (19%) i kombinacija više metoda (11%). Pored toga koje MCDM metode su korišćene, važno je uzeti u obzir i za koji tip problema su MCDM korišćene. Procentualna distribucija primene MCDM u problemima grupisanim po oblastima primene prikazana je na slici 11. Generalno se može zaključiti da primena MCDM u upravljanju životnom sredinom ima tendenciju rasta, sa tim da je najveći porast primene MCDM u oblasti upravljanja otpadom zabeležen za 2007. godinu (Huang i sar., 2011).



Slika 10. Primena MCDM metoda u različite svrhe u oblasti zaštite životne sredine, od strane navedenih agencija i organizacija u 2015. godini (Kurth i sar., 2017)

Posmatranjem trendova korišćenja MCDM u upravljanju životnom sredinom (Huang i sar., 2011; Cegan i sar., 2017; Kurth i sar., 2017; Taherdoost i Madanchian, 2023) može se zaključiti da u protekle tri decenije upotreba MCDM ima eksponencijalni trend rasta, sa tim da je najmanji porast upotrebe prisutan u periodu od 1990. do 1999. godine. Za period od 1999. do 2009. godine procenjen je stabilan rast broja publikacija u vezi sa upotrebom MCDM u oblasti upravljanja životnom sredinom, pri čemu je određen faktor rasta broja publikacija od 7,5. Najčešća primena MCDM je za učešće zainteresovanih strana, razvoj strategije upravljanja životnom sredinom i procenu uticaja na životnu sredinu, što je i očekivano uzimajući u obzir interdisciplinarnu prirodu ovih problema u životnoj sredini. Povećanje upotrebe MCDM u oblasti upravljanja životnom sredinom rezultat je prednosti ovih metoda u smislu rešavanja kompleksnih problema na tehnički jednostavan i transparentan način, kao i fleksibilnosti većine ovih metoda.



Slika 11. Upotreba MCDM u različitim oblastima upravljanja životnom sredinom u periodu od 2000. do 2009. godine (Huang i sar., 2011)

2.3.2. Upotreba MCDM za procenu uticaja i rizika deponija komunalnog otpada na životnu sredinu

U poglavlju 2.2. opisano je kako deponija može uticati na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Rizik po i uticaj na životnu sredinu i zdravlje ljudi uslovljeno je mnogobrojnim faktorima i procesima opisanim u datom poglavlju, od kojih neki imaju veći, a neki manji potencijal ispoljavanja negativnog efekta deponija komunalnog otpada. Zbog toga je upotreba multi-kriterijumske metode odlučivanja u cilju prioritizacije deponija prema njihovom riziku po i uticaju na životnu sredinu vrlo korisna, jer se na ovaj način mogu obuhvatiti različiti faktori od interesa (kriterijumi), veliki broj nesanitarnih deponija čije je zatvaranje i sanacija neophodna (alternative) i značaj svakog od izabranih faktora (težinski faktori).

Vrlo je važno, međutim, napraviti razliku između metode procene uticaja na životnu sredinu (EIA) i multi-kriterijumske metode odlučivanja (MCDM). Iako se obe ove metode mogu koristiti za procenu rizika i uticaja postojećih deponija komunalnog otpada na životnu sredinu i zdravlje ljudi, one se razlikuju prema njihovom pristupu i metodologiji. EIA predstavlja sistematičan i obiman proces procene potencijalnih posledica po životnu sredinu za određeni projekat ili proces. Metode EIA uzimaju u obzir različite elemente životne sredine poput vazduha, vode, zemljišta i biote (Ott i sar., 2012). EIA proces obuhvata identifikaciju, procenu i ocenu potencijalnih uticaja na životnu sredinu za datu deponiju, pri čemu se predlažu mere smanjenja uticaja (Zamorano i sar., 2006; Kotovicová i sar., 2010). Sa druge strane, multi-

kriterijumska metoda odlučivanja je metoda ocene deponija (alternativa) zasnovano na više različitih kriterijuma po kojima se ocenjuje svaka deponija. MCDM metoda uključuje rangiranje i prioritizaciju alternativa zasnovano na setu predefinisanih kriterijuma, koji mogu uključivati uticaj na životnu sredinu, sociološki uticaj, ekonomski uticaj i tehničke mogućnosti (*Lolos i sar., 2007; Ubavin i sar., 2017; Marceta i sar., 2021; Abdolkhaninezhad i sar., 2022*). U kontekstu prioritizacije deponija na osnovu rizika ili uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi, EIA uključuje sprovođenje obimne studije procene uticaja na životnu sredinu svake od ispitivanih deponija. Na ovaj način procenio bi se uticaj na kvalitet vazduha, kvalitet vode, kvalitet zemljišta, biodiverzitet i zdravlje ljudi, a kao rezultat dobio bi se detaljan izveštaj potencijalnih uticaja svake od deponija (*EPA, 2007*). Primena MCDM u ovu svrhu uključuje rangiranje deponija na osnovu odabranih kriterijuma uz određivanje težinskih faktora prema tome koja je njihova važnost za dati cilj koji se želi postići, pri čemu je konačni rezultat rang lista ocena ispitivanih deponija (*Ubavin i sar., 2017*). EIA i MCDM imaju sličnosti, ali se po svojoj osnovi razlikuju. To znači da EIA može inkorporirati pojedine aspekte MCDM, i obrnuto (*Mustajoki i sar., 2013*). Posmatrajući ciljeve ove doktorske disertacije, i uslove pod kojima se taj cilj može postići, nedvosmisleno je neophodno razviti MCDM model za prioritizaciju deponija komunalnog otpada za zatvaranje i sanaciju na osnovu uticaja na životnu sredinu, uključujući biotu i zdravlje ljudi, pri čemu će se koristiti aspekti EIA. Glavni uslov odabira MCDM za ovu svrhu je veliki broj identifikovanih nesanitarnih deponija čije je zatvaranje i/ili sanacija potrebna (*Marceta i sar., 2021*).

Pregledom literature može se zaključiti da postoji vrlo ograničen broj publikacija koje uključuju upotrebu MCDM za procenu uticaja na ili rizika po životnu sredinu i/ili zdravlje ljudi deponija komunalnog otpada. Postoji više mogućih razloga za ovo:

- većina razvijenih država i pojedine države u razvoju već su izvršili prioritizaciju deponija na osnovu procene rizika po, ili uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi kroz implementaciju nacionalnih i regionalnih strategija (*Wang i sar., 2022*);
- države koje su suočene sa najozbiljnijim problemima u vezi sa neuređenim deponijama ne poseduju dovoljno sredstava da izvrše identifikaciju deponija čije je zatvaranje i/ili sanacija neophodna;
- veći deo dostupnih sredstava za upravljanje otpadom obično je usmeren na izgradnju novih sanitarnih deponija (*Hussain i sar., 2022*) i uspostavljanje cirkularne ekonomije (*OECD, 2019*).

U većini razvijenih država postoji inventar deponija, koji predstavlja bazu podataka identifikovanih deponija. Na ovaj način izbegava se potreba dodatnog rangiranja deponija, uzimajući u obzir da postoji dovoljno informacija i podataka da se odredi redosled i način zatvaranja ovih deponija (*Wang i sar., 2022*). Stoga bi upotreba MCDM bila suvišna u ovakvim situacijama, jer dostupnost podataka o deponijama omogućava pravljenje pouzdanih strategija i procedura za zatvaranje nesanitarnih deponija. Za procenu rizika deponija po životnu sredinu neke države jesu implementirale MCDM metode kao deo nacionalnih strategija, međutim struktura ovih metoda nije javno dostupna ili su samo delimično objašnjene. Na primer, Ministarstvo zaštite životne sredine Novog Zelanda usvojilo je vodič za zatvaranje i upravljanje zatvorenim deponijama (*MfE, 2001*), pri čemu se navodi upotreba MCDM za procenu rizika deponija kao odgovor na problem velikog broja kriterijuma sa različitim metričkim sistemima. Iako je jednostavan primer dat u dodatku ovog vodiča, ne postoji prikazana struktura korišćene MCDM metode, zbog čega se ista u ovom slučaju ne može koristiti.

Dostupna sredstva za oblast upravljanja otpadom obično su usmerena na otvaranje novih sanitarnih deponija, tretman otpada (*Hussain i sar., 2022*) i cirkularnu ekonomiju (*OECD, 2019*). Kao rezultat veće pažnje, postoje brojni radovi koji opisuju upotrebu MCDM modela za određivanje odgovarajuće lokacije za izgradnju nove, sanitarne deponije (*Huang i sar., 2011; Rezaeisabzevar i sar., 2020*). Iako se ove MCDM metode ne mogu uspešno koristiti u drugu svrhu, razmotriće se upotreba kriterijuma i pod-kriterijuma koji se koriste za ocenu lokacije nove sanitarne deponije, jer obuhvataju potencijalni uticaj na životnu sredinu i zdravlje ljudi, socio-ekonomske aspekte i hidrometeorološke uslove. Pregledom publikacija u kojima se koriste i predlažu različite MCDM metode za pozicioniranje nove sanitarne deponije izdvojeni su kriterijumi koji su takođe od značaja za razvoj modela za prioritizaciju deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Odabrani kriterijumi prikazani su u tabeli 4. Takođe će se razmotriti i upotreba različitih sistema ocenjivanja ovih kriterijuma, uzimajući u obzir dostupnost podataka.

Tabela 4. Uobičajeno korišćeni kriterijumi različitih MCDM modela za određivanje lokacije nove sanitarne deponije

Kriterijum	Izvor
Nivo podzemne vode	Alves i sar., 2009; Effat i Hegazy, 2012; Zelenovic Vasiljevic i sar., 2012; Arkoc, 2013; Afzali i sar., 2014; Chabuk i sar., 2016; Djokanović i sar., 2016
Udaljenost od površinske vode	Charnpratheep i sar., 1997; Alves i sar., 2009; Ersoy i Bulut, 2009; Wang i sar., 2009; Sener i sar., 2010; Donevska i sar., 2012; Gorsevski i sar., 2012; Zelenovic Vasiljevic i sar., 2012; Afzali i sar., 2014; Uyan, 2014; Motlagh i Sayadi, 2015; Bahrani i sar., 2016; Chabuk i sar., 2016; Djokanović i sar., 2016
Nadmorska visina	Charnpratheep i sar., 1997; Sener i sar., 2010; Donevska i sar., 2012; Gorsevski i sar., 2012; Chabuk i sar., 2016
Nagib terena	Charnpratheep i sar., 1997; Alves i sar., 2009; Ersoy i Bulut, 2009; Wang i sar., 2009; Sener i sar., 2010; Donevska i sar., 2012; Gorsevski i sar., 2012; Zelenovic Vasiljevic i sar., 2012; Arkoc, 2013; Isalou i sar., 2013; Afzali i sar., 2014; Uyan, 2014; Motlagh i Sayadi, 2015; Bahrani i sar., 2016; Chabuk i sar., 2016; Djokanović i sar., 2016
Propustljivost zemljišta	Alves i sar., 2009; Effat i Hegazy, 2012; Arkoc, 2013; Djokanović i sar., 2016
Rizik od klizišta	Ersoy i Bulut, 2009; Effat i Hegazy, 2012; Afzali i sar., 2014; Motlagh i Sayadi, 2015; Bahrani i sar., 2016
Tip okolnog zemljišta	Ersoy i Bulut, 2009; Bahrani i sar., 2016; Chabuk i sar., 2016
Udaljenost od naselja	Charnpratheep i sar., 1997; Alves i sar., 2009; Ersoy i Bulut, 2009; Wang i sar., 2009; Donevska i sar., 2012; Gorsevski i sar., 2012; Arkoc, 2013; Isalou i sar., 2013; Motlagh i Sayadi, 2015; Bahrani i sar., 2016; Chabuk i sar., 2016; Djokanović i sar., 2016
Udaljenost od kulturnih baština	Charnpratheep i sar., 1997; Ersoy i Bulut, 2009; Effat i Hegazy, 2012; Motlagh i Sayadi, 2015; Bahrani i sar., 2016; Chabuk i sar., 2016; Djokanović i sar., 2016
Udaljenost od zona zaštite	Effat i Hegazy, 2012; Afzali i sar., 2014; Motlagh i Sayadi, 2015; Bahrani i sar., 2016; Djokanović i sar., 2016
Udaljenost od industrijskih kompleksa	Arkoc, 2013; Bahrani i sar., 2016; Chabuk i sar., 2016; Djokanović i sar., 2016
Udaljenost od pruge	Wang i sar., 2009; Chabuk i sar., 2016; Djokanović i sar., 2016

Pregledom literature, mogu se izdvojiti sledeće MCDM metode za ocenu uticaja ili rizika deponija komunalnog otpada na/po životnu sredinu: GIS-SAW (Lolos i sar., 2007), SMART-SAW i AHP-SAW (Sorvari i sar., 2012), AHP-SAW (Ubavin i sar., 2017), CP-AHP (Marceta i sar., 2021), FANP i FTOPSIS (Abdolkhaninezhad i sar., 2022), i EVIAVE (Zamorano i sar., 2009; Arrieta i sar., 2016). Pregledom prethodno navedenih MCDM modela zaključeno je da postoje značajni nedostaci i ograničenja primene ovih modela u cilju razvoja i primene sveobuhvatnog modela zasnovanog na MCDM i eksperimentalno dobijenim rezultatima, a u cilju prioritizacije deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu relevantnih podataka. Sa druge strane, razmotriće se mogućnost adaptacije ovih metoda ili upotrebe određenih aspekata pomenutih modela, kao što su odabir i evaluacija kriterijuma i pod-kriterijuma.

GIS-SAW

Nacionalna strategija upravljanja otpadom u Kipru usvojena je 2002. godine, kao deo procesa usklađivanja sa ciljevima Evropske Direktive o deponijama (1999/31/EC). U ovom dokumentu navedeno je da je identifikovano 120 nekontrolisanih i nedovoljno kontrolisanih deponija, koje je potrebno zatvoriti na adekvatan način. Kako je to finansijski izdašan proces, omogućeno je postepeno zatvaranje ovih deponija, sa tim da je potrebno na jasan, jednostavan i transparentan način definisati metodu prioritizacije deponija za zatvaranje na osnovu rizika po životnu sredinu i zdravlje ljudi. Autori Lolos i sar. (2007) su za to odabrali i razvili GIS-SAW model, sa tim da je uloga GIS-a dobijanje baze podataka, odnosno vrednosti odabranih kriterijuma MCDM, za ispitivane deponije. Deponije su posmatrane kao izvor zagađenja koje kroz put dospevanja vrše negativan uticaj na receptor. Negativni uticaji razmatrani su sa aspekta mehanizma „izvor-put dospevanja-receptor“. Proces procene rizika zasniva se na ovom mehanizmu, što su autori dalje prilagodili za njihove potrebe:

- Izvor zagađenja (M1): u ovoj fazi određuju se, ili procenjuju, ukupna zapremina i sastav otpada u odnosu na 4 tipa otpada koji se odlaze na ovim deponijama (komunalni otpad stariji od 30 godina, komunalni otpad starosti manje od 30 godina, građevinski otpad i opasan otpad). Za ocenjivanje ovog kriterijuma, prvo je potrebno odrediti tip otpada koji se odlaze ili se odlagao na deponiju, pa zatim proceniti ukupnu količinu otpada. U nedostatku dovoljno dostupnih podataka za sve deponije, autori su izvršili procene.
- Put dospevanja (M2): u ovoj fazi posmatra se intenzitet padavina (M2A) i propustljivost zemljišta u odnosu na nivo podzemne vode (M2B). Ocenjivanje ova dva kriterijuma vrši se nezavisno.
- Receptor (M3): ova faza obuhvata udaljenost deponije od vodnih tela i zaštićenih zona (MaxA), upotrebu zemljišta (MaxB) i površinske vode (MaxC).

Važno je napomenuti da su autori dali tabelarni sistem ocene prethodno navedenih kriterijuma za svaku deponiju. Autori ističu da je udaljenost deponije od receptora ključan kriterijum za procenu rizika, i da ukoliko ne postoji dovoljno podataka za kriterijume iz grupe M3 dodeljuje se maksimalna moguća vrednost.

Autori Lolos i sar. (2007) koristili su SAW metodu zbog njene jednostavnosti i transparentnosti. Opis i matematička osnova ove metode data je u poglavlju 2.3. Za analizu osetljivosti primenjene metode, autori su postavili 3 različita scenarija prikazana u tabeli 5. Međutim, autori nisu naveli zašto su definisali 3 različita scenarija na ovaj način.

Tabela 5. Različita scenarija za evaluaciju i kategorizaciju deponija

Kriterijum	Scenario A	Scenario B	Scenario C
M1	37%	20%	40%
M2	14%	20%	15%
MaxA	22%	20%	15%
MaxB	22%	20%	15%
MaxC	5%	20%	15%
Ukupno	100%	100%	100%

Dodeljivanje težinskih faktora autori su izvršili za svaki scenario prikazan u tabeli 5. Prema tome, definisane su maksimalne vrednosti kriterijuma i odgovarajući težinski faktori, što je prikazano u tabeli 6.

Tabela 6. Najviše vrednosti svakog kriterijuma i težinski faktori u odnosu na različite scenarije

Kriterijum	Scenario A			Scenario B			Scenario C		
	Maks. značaj (%)	Maks. vrednost	Težinski faktor	Maks. značaj (%)	Maks. vrednost	Težinski faktor	Maks. značaj (%)	Maks. vrednost	Težinski faktor
M1	37	41	1	20	22,2	0,54	40	44,4	1,08
M2	14	15	1	20	22,2	1,48	15	16,6	1,10
MaxA	22	25	1	20	22,2	0,89	15	16,6	0,66
MaxB	22	25	1	20	22,2	0,89	15	16,6	0,66
MaxC	5	5	1	20	22,2	4,44	15	16,6	3,32
Ukupno	100	111	-	100	111	-	100	111	-

Korišćenjem 5 različitih kriterijuma (M1, M2, MaxA, MaxB i MaxC) i težinskih faktora prikazanih u tabeli 6, izvršena je procena rizika za svaku deponiju:

$$\text{Scenario A: } E_A = M1 + M2 + \text{MaxA} + \text{MaxB} + \text{MaxC}$$

$$\text{Scenario B: } E_B = 0,54M1 + 1,48M2 + 0,89\text{MaxA} + 0,89\text{MaxB} + 4,44\text{MaxC}$$

$$\text{Scenario C: } E_C = 1,08M1 + 1,1M2 + 0,66\text{MaxA} + 0,66\text{MaxB} + 3,32\text{MaxC}$$

Ukupan rezultat izražen je preko skale od 1 do 111.

Autori su primenom ove metode rangirali 113 neuređenih deponija prema riziku po životnu sredinu, od čega su izdvojili 10 deponija sa najvišom ocenom, a koje predstavljaju prioritet za zatvaranje i/ili sanaciju.

Prednost korišćene MCDM metode je u njenoj jednostavnosti. Međutim, postoji nekoliko nedostataka i problematičnih aspekata ove metode:

- Koristi vrlo ograničen broj kriterijuma. Na primer, iako se deponije karakterišu kao neuređene, vrlo je moguće da se na nekoj od ovih deponija vrši delimično sakupljanje procedne vode, što je svakako nešto što će uticati na emisiju zagađenja. Takođe, ne uzima se u obzir jedan od glavnih puteva izlaganja, a to je deponijski gas. Gruba procena emisije bi se u ovom slučaju mogla opisati uključivanjem kriterijuma poput „intenzitet vetrova“, „pravac vetrova“ i „sastav otpada“, „starost deponije“.

- Određivanje težinskih faktora je vrlo diskutabilno. Pravi smisao težinskih faktora odabranih kriterijuma je da ukažu na značaj ovih kriterijuma za svrhu u koju se MCDM metoda koristi. Ovde, međutim, težinski faktori su određeni kroz analizu osjetljivosti da bi se ispratilo kako promena vrednosti težinskih faktora utiče na konačnu ocenu. Drugi problem je nedostatak transparentnosti u smislu određivanja ovih težinskih faktora, pri čemu se ne razume ideja autora o odabranom pristupu dodeljivanja težinskih faktora.
- Ocenjivanje alternativa MCDM modela skalom od 1 do 100 (ili više) generalno se ne preporučuje. Normalizacija vrednosti, tako da odgovaraju manjoj skali (npr. od 0 do 1), se uvek preporučuje u odnosu na veće skale, iz razloga što se primenom većih skala tokom konačnog ocenjivanja daje veći značaj višim vrednostima, otežava praćenje matematičkih operacija i gubi na doslednosti i uporedivosti.

SMART-SAW i AHP-SAW

Autori Sorvari i sar. (2012) poredili su tzv. TRIAD metodu (kombinacija tri različite procene rizika po životnu sredinu: hemijska, toksikološka i ekološka) sa SMART-SAW i AHP-SAW metodama u cilju procene uticaja deponija industrijskog otpada na životnu sredinu, sa akcentom na uticaj naftnih ugljovodonika i neorganskih zagađujućih materija na zemljište. Za MCDM metode, autori su koristili iste kriterijume koji su obuhvaćeni i TRIAD metodom:

- hemijski parametar: koeficijent hazarda (HQ) izražen preko koncentracija odabranih metala/metaloida i naftnih ugljovodonika u zemljištu;
- toksikološki parametar: standardni toksikološki testovi na odabrane vrste biljaka (inhibicija klijanja semena i inhibicija rasta) i beskičmenjaka (test rasta i razmnožavanja);
- ekološki parametar: detekcija i brojanje odabranih vrsta različitih taksonomskih grupa (*Enchytraeidae* i zglavkari).

Za određivanje težinskih faktora odabranih kriterijuma korišćene su dve različite metode: AHP i SMART. Kao razlog upotrebe dve različite metode, autori su naveli da se različitim metodama mogu dobiti različite vrednosti težinskih faktora, što će služiti za proveru doslednosti metoda. Korišćenjem ovako dobijenih težinskih faktora i normalizovanih vrednosti odabranih kriterijuma izvršeno je računanje konačnih vrednosti SAW metodom.

Autori su prikazali rezultate detaljno opisane TRIAD metode, i rezultate korišćenih MCDM metoda, i zaključili da je upotreba MCDM metoda korisna za određivanje pouzdanosti TRIAD metode. Kako je akcenat ove studije na upotrebi i performansama TRIAD metode, postoji nekoliko problema i nedostataka u pogledu upotrebe odabranih MCDM modela za procene uticaja deponija industrijskog otpada na životnu sredinu:

- Korišćen je vrlo ograničen broj kriterijuma, nesumnjivo nedovoljan da bi se mogao odrediti sveobuhvatan uticaj deponija na životnu sredinu;
- Opis korišćenih MCDM modela je vrlo oskudan i netransparentan. Ne postoji osnovni opis MCDM metoda, nije navedena matematička osnova (osim SAW) i nisu prikazane matrice određivanja težinskih faktora učešćem eksperata;
- Nije navedeno na koji način je izvršena normalizacija dobijenih vrednosti odabranih kriterijuma, niti su prikazane osnovne vrednosti kriterijuma.

Razlog ovih nedostataka je zasigurno činjenica da su autori fokusirali istraživanja na upotrebu i validaciju TRIAD metode, ali zbog prethodno navedenih nedostataka nije moguće razmotriti upotrebu ovih MCDM metoda za postizanje ciljeva definisanih ovom doktorskom disertacijom.

AHP-SAW

Ubavin i sar. (2017) razvili su AHP-SAW metodu za prioritizaciju deponija za zatvaranje i sanaciju u Srbiji. Uzimajući u obzir da postoji 128 identifikovanih nesanitarnih deponija značajnog pretpostavljenog negativnog uticaja na životnu sredinu, autori su odabrali četiri kriterijuma i AHP metodom određene težinske faktore da bi ocenili svaku od deponija SAW metodom. Metodologija AHP-SAW metode je: 1) Definisanje parametara za prioritizaciju deponija; 2) Merenje i računanje vrednosti odabranih kriterijuma za svaku deponiju; 3) Odabir deponija za prioritizaciju; 4) Određivanje i primena težinskih faktora; 5) Multi-kriterijumska prioritizacija; 6) Analiza osetljivosti.

Zbog nedostataka dovoljno dostupnih informacija i podataka, autori su odabrali 4 kriterijuma, tako da se obuhvate glavni aspekti nastajanja i transporta zagađenja sa akcentom na procednu vodu:

- količina deponovanog otpada,
- intenzitet padavina,
- indeks osetljivosti podzemnih voda, i
- stepen povećanja količine otpada.

Autori su razmatrali i druge kriterijume poput „visina deponije“, ali su ih na kraju ipak izostavili smatrajući da ne postoji dovoljno dostupnih podataka i ekonomski opravdanih metoda za dobijanje potrebnih podataka. Kao glavni uticaj na životnu sredinu autori su izdvojili potencijalni uticaj procedne vode na podzemnu vodu, sa obrazloženjem da se na ovaj način mogu direktno sagledati efekti i stepen zagađenja i njegovog uticaja na životnu sredinu. Ubavin i sar. (2017) naveli su da model neće pružati smernice za remedijaciju zagađenih lokaliteta.

Kriterijum „količina deponovanog otpada“ odabran je pod pretpostavkom da veća količina otpada na deponiji rezultuje oslobađanjem veće količine zagađujućih materija predstavljajući veći rizik po životnu sredinu. Kako je jedna od glavnih karakteristika nesanitarnih deponija nedostatak prekrivnog sloja i sistema za sakupljanje procednih voda, većina padavina se slobodno kreće kroz otpad formirajući procednu vodu, zbog čega su autori odabrali kriterijum „intenzitet padavina“ kao dobar indikator količine procedne vode koja nastaje na deponiji. Kao kriterijum „indeks osetljivosti podzemnih voda“ autori su koristili IZDAN metodu kojom se određuje osetljivost podzemnih voda uzimajući u obzir više faktora:

$$VI = I + 1,5Z + 2(D+N) + 3A \quad (4)$$

gde VI predstavlja indeks osetljivosti podzemne vode, I predstavlja faktor uticaja nagiba terena na infiltraciju, Z predstavlja faktor koji opisuje uticaj tipa zemljišta, D predstavlja faktor uticaja

debljine povlatnog sloja, N predstavlja faktor uticaja nivoa podzemne vode, A predstavlja faktor koji opisuje hidrološke karakteristike terena.

„Stepen povećanja količine otpada“ služi kao kriterijum kojim se procenjuje povećanje ili smanjenje količine otpada koji će se na datu deponiju odlagati, a određen je sledećom jednačinom:

$$R_{wai} = 365 \cdot P \cdot m_{cwg} \cdot R_{cc} \quad (5)$$

gde P predstavlja broj stanovnika opštine u kojoj se deponija nalazi, m_{cwg} predstavlja količinu otpada koji se generiše po glavi stanovnika, a R_{cc} predstavlja pokrivenost sakupljanja otpada.

Kao što je prethodno navedeno, autori su odabrali 128 nesanitarnih deponija kao alternative MCDM modela, sa obrazloženjem da se: ove deponije smatraju glavnim nesanitarnim deponijama, na ove deponije otpad odlaže redovno više od nekoliko decenija i da predstavljaju najveće deponije u odnosu na ostalih, više od 3000, identifikovanih deponija. Sanitarne deponije nisu razmatrane kao alternative.

Određivanje težinskih faktora izvršeno je AHP metodom učešćem 10 donosioca odluka (eksperata iz oblasti upravljanja životnom sredinom), kako bi se smanjila nepouzdanost dobijenih rezultata. Korišćena je Satijeva (1-9) skala za poređenje međusobnih značaja svih kriterijuma prema metodi parnih poređenja, kao što je to opisano u poglavlju 2.3. Grupni (kolektivni) težinski faktori (w_j^c) određeni su kao srednje vrednosti težinskih faktora dobijenih učešćem svakog od donosioca odluka ($w_j^{DM,k}$).

$$w_j^c = \frac{1}{I} \sum_{k=1}^I w_j^{DM,k}; j = 1, 2, \dots, m; \quad (6)$$

$$\sum_{j=1}^m w_j^c = 1; 0 \leq w_j^c \leq 1; \sum_{j=1}^m w_j^{DM,k} = 1; 0 \leq w_j^{DM,k} \leq 1; \quad (7)$$

gde k označava donosioca odluke, m označava broj kriterijuma, a I označava broj donosioca odluke. Ovakvim pristupom, svaki donosioc odluke ima jednaki značaj u procesu donošenja odluke.

Multi-kriterijumsku prioritizaciju deponija autori su izvršili SAW metodom. Opis i matematička osnova ove metode data je u poglavlju 2.3.

Kako je određivanje težinskih faktora AHP metodom uz učešće donosioca odluka subjektivan proces, autori su primenili analizu osetljivosti manipulisanjem vrednostima težinskih faktora preko sledeća tri scenarija:

Scenario A: Svi donosioci odluka imaju isti značaj u procesu donošenja odluke.

Scenario B: Donosioci odluka koji imaju veću doslednost prilikom određivanja težinskih faktora imaju veći značaj.

Scenario C: Svi kriterijumi imaju podjednak značaj; bez učešća donosioca odluka.

Autori su predloženi MCDM model uspešno primenili na odabranih 128 alternativa, odnosno deponija u Republici Srbiji, pri čemu su izvršili prioritizaciju deponija za zatvaranje i sanaciju na osnovu njihovog uticaja na životnu sredinu u situaciji gde postoji ograničenja dostupnih podataka. U poređenju sa drugim MCDM metodama korišćenim u ovu svrhu, ova metoda jedina odgovara ciljevima postavljenim ovom doktorskom disertacijom, ali kako su i sami autori prepoznali, korišćena MCDM metoda ima značajne nedostatke:

- Uticaj deponija na životnu sredinu razmotran je u najvećoj meri kao emisija zagađenja kroz procednu vodu koja zagađuje podzemnu vodu. Tako nije uzet u obzir drugi glavni put oslobađanja zagađenja sa deponije, odnosno deponijski gas;
- Kao nedostatak primenjene MCDM metode, autori su naveli da je metoda vremenski zahtevna u smislu sakupljanja i obrade podataka za računanje kriterijuma. Ovo se može rešiti pravljjenjem baze podataka za svaku identifikovanu deponiju od interesa, kroz anketu koja bi obuhvatila sve potrebne informacije za računanje kriterijuma. Upotrebom automatske obrade sakupljenih podataka proces određivanja MCDM kriterijuma bi se značajno skratio;
- Primenjenom MCDM metodom nisu obuhvaćeni mnogi faktori koji mogu doprineti riziku i uticaju na životnu sredinu, kao što su rizik od poplava, blizina naselja i blizina površinskih voda.

CP-AHP

Autori Marceta i sar. (2021) koristili su CP-AHP metodu za prioritizaciju deponija za zatvaranje i sanaciju na osnovu procene rizika od emisije metana sa deponije. Kao obrazloženje za procene rizika sa aspekta generisanja metana autori su naveli da različiti faktori koji utiču na produkciju metana takođe utiču i na druge vidove emisije zagađenja sa deponije, i da u tom momentu nije postojao ni jedan već razvijen model koji bi se mogao primeniti u državama u razvoju, uzimajući obzir nedostatak dovoljno podataka.

Metodologija MCDM modela definisana je kroz tri faze:

- Faza I: Identifikacija kriterijuma - Definisanje pod-kriterijuma - Evaluacija kriterijuma.
- Faza II: Sakupljanje podataka - Obrada podataka - Procena rizika od metana.
- Faza III: Određivanje i primena težinskih faktora (AHP) - Multi-kriterijumska prioritizacija deponija (CP).

Odabrano je 8 alternativa, odnosno deponija za koje je primenjen MCDM model u cilju prioritizacije, a korišćeno je 4 kriterijuma. Osnova odabira kriterijuma bila je identifikacija karakteristika od značaja za uticaj proizvedenog metana na životnu sredinu. Učešćem donosioca odluka (eksperata iz oblasti zaštite životne sredine) odabrano je 8 pod-kriterijuma koji su zatim grupisani u 4 kriterijuma.

Prvi kriterijum, „Potencijal emisije iz izvora“, odnosi se na potencijal emisije metana iskazano preko četiri faktora, odnosno pod-kriterijuma (C1-C4):

- Tip deponije (C1) - U zavisnosti od uspostavljenih mera kontrole zagađenja na deponiji, tipovi deponije mogu biti: sanitarna, kontrolisana i neuređena.

- Količina otpada/Veličina deponije (C2) - Količina otpada na deponiji u vezi je sa količinom metana koji se generiše, a na osnovu dostupnih podataka autori su definisali tri tipa deponije: velika (više od 100 000 m³ otpada), srednja (50 000 - 100 000 m³) i mala (manje od 50 000 m³ otpada).
- Starost deponije (C3) - Kako je starost deponije u vezi sa fazom razgradnje otpada, autori su odabrali ovaj kriterijum kao prediktor količine metana koji nastaje na deponiji. Starost deponije izražena je u godinama.
- Sastav otpada (C4) - Biodegradabilni deo organske materije u najvećoj meri podleže biološkoj razgradnji uz produkciju metana. Stoga je ovaj pod-kriterijum izražen kao postotak biodegradabilnog otpada.

Kao drugi kriterijum, autori su odabrali „Infrastruktura deponije“. Da bi se kvantitativno opisao ovaj kriterijum, korišćena su dva pod-kriterijuma: Donja obloga deponije (C5) i Prekrivna obloga (C6). Treći kriterijum izražen je kao „Osetljivost“ i odnosi se na uticaj deponije na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Za ovo su autori koristili pod-kriterijum „Puferska zona“ (C7) koji predstavlja udaljenost deponije od naselja, uzimajući u obzir preporuke Uredbe o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010). Četvrti, poslednji kriterijum, „Potencijalna koncentracija metana u vazduhu“ izražen je preko pod-kriterijuma „Koncentracija metana“ (C8) čije su vrednosti izražene kao ppm.

Učešćem donosioca odluka, vrednosti pod-kriterijuma su konvertovane u isti metrički sistem, definisano kroz skalu kao „mali uticaj“, „srednji uticaj“ i „značajan uticaj“. Nakon normalizacije, dobijene vrednosti kriterijuma i težinskih faktora su korišćene za računanje konačnih ocena odabranih alternativa. Određivanje težinskih faktora izvršeno je AHP metodom učešćem 5 eksperata iz oblasti zaštite životne sredine, a po metodi parnih poređenja, koja je opisana u poglavlju 2.3. Grupni (kolektivni) težinski faktori određeni su kao srednje vrednosti težinskih faktora dobijenih učešćem svakog od donosioca odluka, na isti način kao što su Ubavin i sar. (2017) uradili.

Za prioritizaciju deponija na osnovu odabranih kriterijuma i određenih težinskih faktora autori su koristili metodu kompromisnog programiranja (CP), prema kojoj se najbolja alternativa određuje prema njenoj udaljenosti od idealnog rešenja. Udaljenost od idealnog rešenja određena je pomoću sledeće jednačine:

$$L_p(i) = \left[\sum_{j=a}^M w_j^p \left| \frac{r_j^* - r_{ij}}{r_j^* - r_j^{**}} \right|^p \right]^{1/p} \quad (8)$$

gde $L_p(i)$ predstavlja udaljenost alternative i prema parametru p , w_j^p predstavlja težinski faktor j za kriterijum p , r_j^* i r_j^{**} predstavljaju najbolje i najlošije vrednosti alternative za kriterijum j . Parametar p indirektno pokazuje preferencije balansiranja kriterijuma ($p = 1$) efektom kvadratne greške ($p = 2$) ili pronalaženjem dominantnog rešenja ($p = \infty$).

Prema autorima Marceta i sar. (2021), glavni cilj razvoja CP-AHP za prioritizaciju deponija prema uticaju metana na životnu sredinu jeste dopuna AHP-SAW metode koju su Ubavain i sar. (2017) koristili. CP-AHP model razvijen od strane Marceta i sar. (2021) uspešno je primenjen na 8 deponija (alternativa) koje su na kraju rangirane prema procenjenom uticaju metana na životnu sredinu, stvarajući listu prioriteta za zatvaranje i sanaciju ispitivanih deponija, pod uslovima malo dostupnih podataka. Međutim, autori su u radu izostavili neke delove AHP metode, a sama korišćena MCDM metoda ima nekoliko važnih nedostataka:

- Učešćem donosioca odluka i primenom AHP izvršeno je određivanje težinskih faktora metodom parnih poređenja. Međutim, u radu nije navedeno da li je računat indeks doslednosti, po kojem se određuje subjektivnost donosioca odluka prilikom njihovog učešća. Ovo je važan korak AHP metode, jer vrednosti indeksa doslednosti veće od 0,1 ukazuje na značajnu subjektivnost prilikom određivanja težinskih faktora, zbog čega se najčešće ovako određene vrednosti težinskih faktora odbacuju, ili se ponavlja postupak parnog poređenja. Kako nije navedeno da je indeks doslednosti računat, dovodi se u pitanje subjektivnost ove metode;
- Kao glavni cilj razvoja CP-AHP modela autori su naveli da ovaj model predstavlja dopunu SAW-AHP modela koji su Ubavin i sar. (2017) razvili za prioritizaciju deponija za zatvaranje i sanaciju na osnovu procene uticaja procednih voda na životnu sredinu, sa akcentom na uticaj na podzemne vode. Na ovaj način, autori Marceta i sar. (2021) obuhvatili su još jedan glavni put oslobađanja zagađenja sa deponije, a to je deponijski gas. Međutim, autori su razmatrali emisiju metana kroz deponijski gas, iako deponijski gas sadrži i druge brojne polutante, od kojih se mnogi smatraju toksičnim i kancerogenim. Opravdanje za ovaj pristup je svakako nedostatak dovoljno podataka za određivanje emisije drugih polutanata, ali uzimajući u obzir da je deponijski gas kompleksna mešavina, sveobuhvatnije bi bilo posmatrati emisiju zagađenja kroz potencijal za produkciju deponijskog gasa. Sa druge strane, autori su izostavili druge važne faktora rizika od uticaja deponije na životnu sredinu, koje su izostavili i Ubavin i sar. (2017), kao što su rizik od poplava, blizina zaštićenih zona i blizina površinskih voda. Dodatno, Ubavin i sar. (2017) i Marceta i sar. (2021) nisu uzimali u obzir negativan uticaj deponija na zemljište, sa tim da je ovaj uticaj dobro poznat, čime se može izdvojiti još jedan važan nedostatak navedenih MCDM modela, odnosno nedostatak kriterijuma (ili pod-kriterijuma) kojima bi se opisao uticaj deponija na kvalitet zemljišta.

FANP i FTOPSIS

Autori Abdolkhaninezhad i sar. (2022) razvili su ANP i TOPSIS modele zasnovane na fazi logici za procenu rizika deponija po životnu sredinu i ljudsko zdravlje. Obrazloženje autora za odabir fazi logičkog pristupa razvoja i upotrebe ANP i TOPSIS modela je potreba za objektivnijim pristupom procene rizika sa ograničenim podacima, odabirom i evaluacijom odgovarajućih indikatora (kriterijuma) u funkciji zdravlja ljudi. Potrebno je istaći da je glavni cilj ovih metoda odabir glavnih indikatora (kriterijuma) rizika po zdravlje ljudi tokom izgradnje deponije i tokom rada deponije. Uzimajući u obzir ciljeve ove doktorske disertacije, pregled rada Abdolkhaninezhad i sar. (2022) fokusiran je na procenu rizika već postojećih deponija.

Korišćenjem Delfi metode, koja služi za ispitivanje tipologija potreba, prikupljanje informacija o potrebama i korelaciji stavova, autori su odabrali 10 najpodobniji donosioca odluka, odnosno eksperata različitih zanimanja (univerzitetski profesori i menadžeri u javnim sektorima i konsultantskim firmama). U drugoj fazi su odabrani donosioci odluka razmotrili veliki set različitih kriterijuma (ukupno 30) podeljenih prema grupama u kriterijume zaštite zdravlja, kriterijume životne sredine, i socio-ekonomske i političke kriterijume.

Autori Abdolkhaninezhad i sar. (2022) detaljno su opisali razvoj i upotrebu FANP i FTOPSIS. Kako je fokus istraživanja bio odabir (pod)kriterijuma za procenu rizika deponija po ljudsko zdravlje, autori su najviše pažnje usmerili ka odabiru MCDM kriterijuma i određivanju težinskih faktora odabranih kriterijuma, a sama primena MCDM modela na ispitivane alternative nije prikazana, niti tumačena. Shodno tome, mogu se izvesti sledeći zaključci autora:

- Najvažniji kriterijumi za procenu rizika postojećih deponija po ljudsko zdravlje su: produkcija procedne vode i zagađenje vode i zemljišta, i povećanje oslobađanja isparljivih organskih jedinjenja i teških metala u životnu sredinu. Učešćem donosioca odluka, ovi kriterijumi su izdvojeni kao najvažniji zbog toga što zagađenje vode i zemljišta introdukcijom toksičnih supstanci rezultuje dugovremenim zadržavanjem ovih supstanci koje utiču na procese koji se u ovim medijumima životne sredine odigravaju, ali indirektno ili direktno utiču i na poljoprivredne aktivnosti, agrofizičke procese, biološke procese, mikrobiološke procese, sastav nutrijenata, i na kraju lanac ishrane.
- Upotreba fazi logičke metode pomogla je konvertovanju lingvističkih vrednosti u fazi brojeve i na kraju konačne vrednosti. Primena ovakvog pristupa u kombinaciji sa ANP i TOPSIS metodama omogućilo je fleksibilnije donošenje odluka na transparentan i objektivniji način. Iako autori ističu prednosti upotrebe fazi logike, nije izvršeno poređenje ni sa jednim drugačijim pristupom da bi se potvrdile pretpostavljene prednosti.
- Odabir kriterijuma i pod-kriterijuma, određivanje težinskih faktora i primena odabranih MCDM modela izvršena je sa ciljem procene uticaja deponija na ljudsko zdravlje. Prva faza svake MCDM metode, koja čini temelj za dalje struktuisanje metode, jeste definisanje ciljeva i konteksta upotrebe MCDM metode. Shodno tome, zaključuje se da su odabir donosioca-odluka, odabir kriterijum i pod-kriterijuma i određivanje težinskih faktora izvršeni u skladu sa ciljevima i kontekstom koje su postavili autori, čineći ovako razvijene MCDM modele nedoslednim i nerelevantnim za ciljeve ove doktorske disertacije, te se stoga ne mogu koristiti kao takvi. Međutim, razmotriće se upotreba predloženih MCDM kriterijuma i pod-kriterijuma.
- Autori su predložili relativno kompleksan višestepeni metodološki pristup određivanja težinskih faktora u cilju smanjenja subjektivnosti učesnika, odnosno donosioca odluka. Negativna strana je što je ovakav pristup veoma vremenski zahtevan, a bilo kakve promene zahtevaju ponavljanja ovog kompleksnog mehanizma donošenja odluka. Postoje druge MCDM metode poput FUCOM metode, koje u mnogome smanjuju subjektivnost ujedno smanjujući vreme potrebno za donošenje odluka.

EVIAVE metodologija

EVIAVE (*esp. Evaluación del impacto ambiental en vertederos*) metodologija je razvijena u cilju dobijanja dovoljno podataka za identifikaciju i utvrđivanje problema životne sredine koje pruzrokuju deponije, i da se kontroliše njihov rad. U početku razvoja ove metodologije, ona je služila kao metoda procene uticaja na životnu sredinu (EIA), tako da se prvi oblici EVIAVE (*Calvo, 2003; Calvo i sar., 2005*) ne mogu posmatrati kao MCDM model, jer nemaju implementirane osnove koje jedan model čine multi-kriterijumskom metodom odlučivanja. Međutim, tokom kasnijeg razvoja ove metode inkorporirani su svi aspekti MCDM, što između ostalog obuhvata definisanje kriterijuma i pod-kriterijuma, i određivanje i primenu težinskih faktora (*Zamorano i sar., 2008; Zamorano i sar., 2009; Arrieta i sar., 2016; Avelino i sar., 2019; Aryampa i sar., 2021*). Stoga, se može reći da su prvi oblici EVIAVE metodologije razvijeni i korišćeni kao EIA metoda, što suštinski i jesu bili, a da je kasnije tokom unapređivanja EVIAVE dobio oblik MCDM modela inkorporirajući sve aspekte MCDM. U cilju boljeg razumevanja EVIAVE metodologije, i njenih karakteristika kao MCDM modela, u nastavku će biti opisane sve glavne komponente i faze ove metodologije.

EVIAVE metodologija je zasnovana upotrebi indeksa životne sredine (kriterijuma) koji omogućavaju kvantitativnu procenu sledećih aspekata svake od deponija:

- Interakcija između izvora zagađenja i određenih elemenata ili parametara životne sredine pod potencijalnim uticajem.
- Vrednosti životne sredine odabranih parametara: površinska voda, podzemna voda, vazduh, zemljište i zdravlje ljudi.
- Operativno stanje deponije u pogledu životne sredine.

Glavna namena metodologije je procena uticaja nesanitarnih deponija na životnu sredinu, a krajnji rezultat je dodeljivanje ocene svake od ispitivanih deponija (alternativa), tako da se formira lista deponija, pri čemu se na osnovu konačnih ocena može zaključiti koja deponija predstavlja najveću opasnost po životnu sredinu. Drugim rečima, krajnji rezultat je lista prioriteta deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu uticaja na životnu sredinu. EVIAVE metodologija je napravljena da se može primeniti u svim zemljama (članicama) EU ili u bilo kojoj državi gde postoje slične legislative kao što je EU Direktiva o deponijama (1999/31/EC).

EVIAVE metodologija definisana je kroz četiri glavna nivoa, ali je pre toga neophodno izvršiti odabir kriterijuma. Za razliku od konvencijalnog pristupa odabiru kriterijuma i pod-kriterijuma u multi-kriterijumskim metodama odlučivanja, EVIAVE se zasniva na odabiru tri seta kriterijuma:

- Kriterijumi uticaja zagađenja sa deponije (označeni simbolom „j“),
- Kriterijumi kvantitativnog opisa medijuma životne sredine pod uticajem deponije ili jednostavnije Kriterijumi životne sredine (označeni simbolom „i“) i
- Elementi životne sredine (označeni simbolima „A“, „B“, „C“, ...).

Pored odabira kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije potrebno je definisati vrednosti njihovih težinskih faktora. Pristup određivanju težinskih faktora EVIAVE metodologijem je opisan u poglavlju 2.3.2.2.

Kako je prethodno navedeno, EVIAVE metodologija ima četiri nivoa:

- **Nivo 1:** Računanje indeksa zagađenja (CRI_j) kao proizvod vrednosti datog kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije (C_j) i težinskog faktora (W_j).
- **Nivo 2:** U drugom nivou, vrši se određivanje vrednosti verovatnoće kontaminacije (Pbc) za svaki kriterijum životne sredine (i). Određivanje Pbc vrši se korišćenjem prethodno određenih CRI vrednosti svih kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije (j), koji mogu ispoljiti negativan uticaj na dati kriterijum životne sredine (i). Druga faza Nivoa 2 je računanje deskriptora životne sredine (eV), koji kvantitativno opisuje stanje i karakteristike medijuma životne sredine na mestu zagađenja, odnosno pod uticajem deponije. eV vrednost za svaki element životne sredine (A, B, C, \dots) određuje se kao srednja vrednost pod-kriterijuma životne sredine.
- **Nivo 3:** Treći nivo podrazumeva računanje indeksa rizika po životnu sredinu (ERI), koji se određuje za svaki pojedinačni element životne sredine (A, B, C, \dots). ERI vrednost određuje se kao proizvod zbira vrednosti verovatnoće kontaminacije (Pbc) svih kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije (j) koji mogu ispoljiti negativan uticaj na dati kriterijum životne sredine (i), i deskriptora životne sredine (eV) za dati kriterijum životne sredine (i). Indeks dobija vrednosti između 0 i 5 sa klasifikacijama “veoma visok”, “visok”, “srednji”, “nizak” i “veoma nizak”.
- **Nivo 4:** U poslednjem, četvrtom nivou vrši se računanje indeksa uticaja deponije na životnu sredinu (ELI) sa ciljem da se kvantitativno definiše uticaj različitih kriterijuma i pod-kriterijuma svih medijuma životne sredine, odnosno dobijanja jedinstvene vrednosti koja prikazuje reprezentativno sveobuhvatno stanje životne sredine opisivanjem interakcije između izvora zagađenja (deponije) i receptora (medijuma životne sredine). Računa se kao zbir svih vrednosti indeksa rizika po životnu sredinu (ERI_i), a konačna vrednost se rangira prema dostupnoj klasifikaciji od 0 do 25.

EVIAVE metodologija razvijena je za potrebe procene uticaja nesanitarnih deponija u Španiji na životnu sredinu, sa ciljem formiranja liste prioriteta (*Calvo i sar., 2005*). S obzirom na prednosti EVIAVE metodologije, poput lakog razumevanja, jednostavne mogućnosti adaptacije i sveobuhvatnog pristupa procene uticaja na životnu sredinu, ova metodologija je više puta adaptirana i primenjena u različitim uslovima i za različite potrebe:

- Adaptirana EVIAVE metodologija za procenu uticaja deponija na životnu sredinu u Kolumbiji, tako da kao element životne sredine uključuje floru i faunu (*Arrieta i sar., 2016*);
- Proširena EVIAVE metodologija za procenu uticaja deponija na životnu sredinu u Venecueli, dodavanjem novih kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije (npr. seizmički rizik) (*Zamorano i sar., 2009*);
- Integrisana EVIAVE metodologija sa geografskim informacionim sistemom (GIS) u cilju lakše obrade podataka (*Zamorano i sar., 2008*);
- Adaptacija EVIAVE metodologije za odabir optimalne lokacije za pozicioniranje nove sanitarne deponije u Portugalu (*Avelino i sar., 2019*);
- Primena adaptirane EVIAVE metodologije za procenu uticaja regionalne deponije na životnu sredinu u Ugandi (*Aryampa i sar., 2021*).

Tokom razvoja i implementacije EVIAVE metodologije uočeno je da postoji nekoliko nedostataka koji ograničavaju primenu ove metodologije:

- prema literaturnim podacima, nije izvršena validacija ove metodologije poređenjem sa drugim sličnim modelima, niti je izvršena analiza osetljivosti u cilju određivanja performansi ove metodologije;
- sveobuhvatni pristup ove metodologije podrazumeva dostupnost velikoj količini različitih podataka i informacija, što obično nije slučaj za zemlje u razvoju. Na primer, EVIAVE metodologija je primenjena u Ugandi (*Aryampa i sar., 2021*), ali je korišćena za procenu uticaja samo jedne regionalne deponije na životnu sredinu, dok su divlje deponije izuzete zbog nedostataka dostupnih podataka, kao i sredstava za pribavljanje svih neophodnih podataka.

Na osnovu prethodno navedenog, može se zaključiti da primena EVIAVE metodologije odgovara za postizanje ciljeva ove doktorske disertacije, ali je potrebno izvršiti adaptaciju ove metodologije uz odgovarajuću validaciju dobijenih rezultata.

2.3.2.1. Kriterijumi MCDM

Svrha kriterijuma multi-kriterijumske metode odlučivanja je da pomaže strukturi procesa donošenja odluka u cilju odabira najbolje alternative. Može se reći da kriterijumi predstavljaju osnovne vrednosti po kojima se razmatra koliko je neka alternativa pogodna za dostizanje željenih ciljeva (*Doumpos i sar., 2019*). Shodno tome, prilikom odabira kriterijuma potrebno je postaviti pitanje: „Koliko je u praksi moguće izmeriti ili suditi koliko se neka alternativa pokazuje dobra prema datom kriterijumu?“. Svakako, prvi korak prilikom odabira kriterijuma jeste razmotriti šta razlikuje dobru alternativu od loše (*French, 2023*). Tokom odabira kriterijuma važno je identifikovati posledice donošenja odluke i izbora mogućih alternativa, uzimajući u obzir regulative (ograničenja i preporuke), dostupne podatke, ekonomske i sociološke aspekte, političke aspekte, itd. Uključivanje interesnih grupa tokom odabira kriterijuma ima prednosti i mane. Prednosti su obuhvatanje šireg konteksta donošenja odluke i time definisanje većeg broja potencijalnih kriterijuma. Negativne strane se ogledaju u subjektivnom konfliktu interesne grupe sa različitim oblastima interesovanja i stavovima (*Ozsahin i sar., 2021*). Druga moguća greška tokom odabira kriterijuma je odabir nedovoljno usko definisanog kriterijuma gde se onda subjektivno odlučuje šta taj kriterijum može da znači (*Azzabi i sar., 2020*). Čest primer je kriterijum „Uticaj na životnu sredinu“, pri čemu najčešće nije moguće sagledati celokupni uticaj na životnu sredinu, nego se on posmatra sa aspekta nekog procesa, supstance ili receptora. U ovom slučaju, prikladnije bi bilo koristiti konkretniji kriterijum, ili koristiti pod-kriterijume.

Kada se ciljevi MCDM modela i kontekst donošenja odluke dobro poznaju, obično je lako odabrati potencijalne kriterijume (*Linkov, 2021*). Najčešće na početku odabira kriterijuma postoji veliki broj potencijalnih kriterijuma, ali je poželjno imati što je moguće manji konačni broj, jer se time olakšava proces donošenja odluka i smanjuje moguća subjektivnost donosioca odluka. Sa druge strane, potrebno je da postoji dovoljan broj kriterijuma da bi se mogle izmeriti glavne performanse alternativa. Korisno je u fazi odabira kriterijuma iste grupisati prema tome šta ih međusobno razlikuje, odnosno po čemu su slični. Ne postoji pravilo po kojem se određuje broj kriterijuma, ali najčešći broj kriterijuma (uključujući pod-kriterijume) kreće se između 6 i 12 (*Azzabi i sar., 2020*).

Za svaki konačno odabrani kriterijum potrebno je razmotriti i način ocenjivanja tog kriterijuma. Osnovne (bez normalizacije ili skaliranja) vrednosti kriterijuma mogu biti kvalitativne, kvantitativne i različite metrike (Srđević i sar., 2002). Kvalitativne vrednosti se mogu konvertovati u kvantitativne metodama kao što je Likertova skala ili fazi logička skala. Međutim, i tada imamo vrednosti različitog metričkog sistema, što je najčešće i slučaj poredeći osnovne vrednosti odabranih kriterijuma (Sindhvani i sar., 2022). Kako je značaj kriterijuma najobjektivnije i najdoslednije opisati težinskim faktorima, osnovne vrednosti kriterijuma treba da se normalizuju tako da imaju istu skalu. Ova skala najčešće se kreće u opsegu od 0 do 100, od 1 do 9, i od 0 do 1. Normalizacija osnovnih vrednosti kriterijuma tako da odgovaraju manjoj skali (npr. od 0 do 1 ili od 1 do 5) se uvek preporučuje u odnosu na veće skale, iz razloga što se primenom većih skala tokom konačnog ocenjivanja daje veći značaj višim vrednostima, otežava praćenje matematičkih operacija i gubi na doslednosti i uporedivosti (Liang i sar., 2023).

Uzimajući u obzir prethodno navedeno, u ovom poglavlju će se izvršiti pregled potencijalnih kriterijuma. Za ciljeve razvoja MCDM i na osnovu regulatornih odredbi (poglavlje 2.1.1.) i literaturnih podataka (poglavlje 2.3.2.) odabrani su potencijalni kriterijumi MCDM metode prikazani u tabeli 7, a koji će služiti za merenje preformansi alternativa, odnosno ispitivanih deponija.

Tabela 7. Potencijalni kriterijumi za razvoj i primenu MCDM modela u cilju prioritizacije deponija za sanaciju i/ili zatvaranje

Tehničko-tehnološki kriterijumi	Kriterijumi uticaja	Kriterijumi životne sredine
<ul style="list-style-type: none"> • Veličina deponije • Broj stanovnika koji koriste deponiju • Starost deponije • Aktivnost deponije • Vrsta otpada koji se odlaže • Primenjene mere kontrole • Lokacija deponije • Prekrivni sloj • Sabijenost otpada • Sadržaj biodegradabilnog otpada • Nagib deponovanog otpada • Visina deponije 	<ul style="list-style-type: none"> • Erozija • Klizišta • Vodopropustljivost podloge • Tip zemljišta • Vegetacija • Količina padavina • Rizik od poplava • Rizik od zemljotresa • Potencijal za generisanje deponijskog gasa • Osetljivost podzemnih voda • Intenzitet vetrova 	Podzemna voda:
		• upotreba
		• kvalitet
		Površinska voda:
		• upotreba
		• tip vodnog tela
		• kvalitet
		Zemljište:
		• upotreba
		• prekrivenost vegetacijom
		• kvalitet
		Kvalitet vazduha
		Ljudsko zdravlje

2.3.2.1.1. Kriterijumi Veličina deponije i Broj stanovnika koji koriste deponiju

Kriterijum Veličina deponije se ne odnosi samo na površinu, odnosno zapreminu deponije, već i na količinu otpada koji se deponuje i/ili stepen deponovanja otpada. Veličina kao takva se obično ne koristi kao kriterijum u proceni uticaja, i obično se smatra da kriterijumi količina deponovanog otpada po jedinici vremena ili broj stanovnika koji koristi deponiju dovoljno opisuju i samu veličinu deponije (Vegara, 2008). Sagledavanjem važnih faktora uticaja deponije na životnu sredinu, Calvo (2003) je zaključio da je veličinu deponije u nekom obliku neophodno koristiti kao kriterijum procene uticaja na životnu sredinu. Dakle, veličinu deponije

je potrebno uzeti u obzir pri određivanju procene uticaja deponije ili kao kriterijum/podkriterijum, ili tokom određivanja težinskih faktora (*Lolos i sar., 2007*).

Prema uputstvu definisanom u Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) kao faktor procene i klasifikacije lokacije koristi se kriterijum „Količina zagađenja (površina/zapremina zagađene lokacije)“, gde je definisano tri klase prema površini ili zapremini i odgovarajuće bodovanje. Površina bi se koristila za klasifikaciju kada ne postoji informacija o količini otpada na pojedinim lokacijama. Zbog toga često procene količine otpada mogu biti izvršene na osnovu površine deponije ili preko drugih kvantitativnih informacija.

Količina otpada ustvari predstavlja zapreminu deponije koja ima potencijal zagađivanja životne sredine. Generalno pravilo je da veća količina deponovanog otpada ima za rezultat emisiju veće količine zagađenja, i samim tim predstavlja veći rizik po životnu sredinu i zdravlje ljudi, naročito tamo gde ne postoje uspostavljene mere kontrole zagađenja. Veća zapremina otpada će takođe uticati na povećanje migracije zagađenja kroz procednu vodu. Međutim, sastav otpada takođe igra veoma značajnu ulogu (*Ubavin i sar., 2017*). Logično je da je veličina deponije u funkciji količine otpada (*Abdolkhaninezhad i sar., 2022*), a da je količina otpada proporcionalna broju stanovnika koji koriste deponiju, što sa druge strane ne mora biti tačno, jer stepen deponovanja otpada značajno može varirati u zavisnosti od ekonomskog stanja i ekološke svesti stanovništva (*Owasu-Nimo i sar., 2019*), kao i stepenu separacije, odnosno reciklaže otpada na datoj deponiji (*Abdel-Shafy i Mansour, 2018*).

Većina deponija u Srbiji nemaju uspostavljene sisteme za merenje količine dospelog otpada na deponiju. Količina otpada se dakle može odrediti na dva načina: a) procena na osnovu terenskih ispitivanja (površina i visina otpada); b) procena na osnovu količine generisanog otpada po glavi stanovnika za opštinu u kojoj se deponija nalazi, broja stanovnika koji koriste deponiju i starosti deponije (što se često takođe mora proceniti) (*Vujic i sar., 2010*).

Na osnovu prethodnih zapažanja zaključuje se da je kriterijum Veličina deponije neophodno koristiti za procenu uticaja deponije na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Klasifikacija ovog kriterijuma se može vršiti na 3 načina: a) prema zapremini otpada na deponiji; b) prema količini otpada koji se deponuje na godišnjem nivou; c) prema broju stanovnika koji koriste deponiju. Dakle, broj stanovnika koji koriste deponiju će se koristiti ili kao zaseban kriterijum ili u funkciji kriterijuma Veličina deponije. Klasifikaciju veličine deponija prema zapremini deponovanog materijala je potrebno definisati ili prilagoditi prema stanju ispitivanog regiona. Na primer, za teritoriju AP Vojvodine su autori Stanisavljević i sar. (2012) klasifikovali deponije u četiri grupe, što će se razmatrati za dalju upotrebu, dok su autori Ubavin i sar. (2017) i Marceta i sar. (2021) definisali ovaj kriterijuma kao količina deponovanog otpada za datu deponiju izraženo kao proizvod zapremine i površine deponije ili količina otpada prema broju stanovnika koji odlažu otpad.

2.3.2.1.2. Kriterijum Starost deponije

Starost deponije, odnosno starost otpadnog materijala na deponiji, je kriterijum čiji značaj se ogleda sa više različitih aspekata (*EPA, 2007; Vallero i Blight, 2019*). Stepem razgradnje organske materije je dokazano u funkciji vremena, zbog čega se na telu deponije obično razlikuju procesi biohemijske i mikrobiološke konverzije (*Vallero i Blight, 2019*). Organska materija na deponiji podvrgava se procesu degradacije sve do potpune stabilizacije, zbog čega

se deponija može posmatrati kao bioreaktor čiji životni vek zavisi od stepena deponovanja otpada i uslova na deponiji, varirajući od 10 do 100 godina od momenta deponovanja otpada (Ashby, 2024). Procesi i promene koje se dešavaju tokom starenja deponije u odnosu na produkciju i sastav procedne vode i deponijskog gasa su opisani u poglavlju 2.2.

Prema EPA dobroj praksi (EPA, 2007), starost deponije se određuje u dve kategorije (starije od 30 godina, mlađe od 30 godina), a najčešće na osnovu istorijskih podataka, kao što su npr. nabavka kamiona za transport otpada, zaposlenje radnika, žalbe na neprijatan miris, formiranje javnog komunalnog preduzeća, itd. Drugi pristup, koji se često koristi je terenski pregled, pri čemu se starost deponije određuje na osnovu otpada sa najstarijim datumom koji je na njemu vidljiv (npr. novine, ambalaža od hrane, oznaka na elektronskim uređajima) (EPA, 2007; Mnisi, 2008). Pored vrste otpada, starost otpada je indikator potencijalnog rizika koje lokalitet predstavlja u smislu procedne vode i deponijskog gasa. Deponovani materijal obično nije izolovan na deponijama zemalja u razvoju, zbog čega je prisutan visok potencijal da izdvojena procedna voda migrira u podzemnu i površinsku vodu, kao i da se deponijski gas oslobodi u atmosferu. Ukoliko je deponija zatvorena više od 30 godina (pre 1989) postoji velika verovatnoća da je nekontrolisana procedna voda migrirala izvan tela deponije, i da je rizik po podzemnu i površinsku vodu sada već veoma nizak. Slično tome, generisanje deponijskog gasa ovih deponija je veoma ograničeno. Međutim, monitoring se mora sprovesti kako bi se potvrdile ove činjenice, što svakako konačno treba da utiče na procenu uticaja (Ashby, 2024).

Prema Calvo (2003) i Aryampa i sar. (2021), ovaj kriterijum je od velikog značaja, jer je u vazii sa svim aspektima uticaja deponije (na podzemnu i površinsku vodu, zemljište, vazduh i ljudsko zdravlje), uključujući sastav i nastajanje procedne vode i deponijskog gasa. Autori Zamorano i sar. (2006) razvili su metodologiju koja ima već uspostavljenju klasifikaciju starosti deponije u tri klase: mlada deponija (0-2 godine), deponija srednje starosti (2-10 godina) i zrela deponija (>10 godina). Klasifikacija je zasnovana na 30 godina starim rezultatima istraživanjima (Tchobanoglous, 1993), čiji zaključci ukazuju da se deponije starije od 10 godina značajno razlikuju od srednje i manje starih deponija. Autori Marceta i sar. (2021) koristili su tri klase ovog kriterijuma rangirajući deponije sa neznatnim uticajem (>20 godina), srednjim uticajem (10-20 godina) i velikim uticajem (5-10 godina) na životnu sredinu.

2.3.2.1.3. Kriterijum Aktivnost deponije

Kriterijum Aktivnost deponije odnosi se na upotrebu deponije i njeno stanje. Drugim rečima, ovim kriterijumom definiše se da li je deponija još uvek u funkciji, i ukoliko jeste, u kakvoj funkciji je. Kako su autori Marceta i sar. (2021) i Abdolkhaninezhad i sar. (2022) naveli, deponije koje su 30 godina van funkcije imaju značajno smanjen ili potpuno eliminisan negativan uticaj na životnu sredinu zbog potpune stabilizacije otpada na deponiji. Tako se aktivna i zatvorena deponija mogu potpuno razlikovati po uticaju na životnu sredinu.

Cilj razvoja MCDM modela za prioritizaciju deponija za zatvaranje i sanaciju usmeren je na aktivne neuređene i kontrolisane deponije, bez fokusa na već zatvorene deponije, zbog čega kriterijum Aktivnost deponije kao takav nije pogodan za klasifikaciju. Nadalje, aktivnost deponije takođe može obuhvatiti različite vrste otpada i intenzitet njihovog deponovanja. Na primer, deponija građevinskog otpada može postojati samo dok za njom postoji potreba, odnosno dok traju građevinski radovi, nakon čega se deponija više ne koristi. Slično, ukoliko

se na deponiju odlaže opasan otpad, onda aktivnosti ove deponije uključuju odlaganje opasnog otpada (EPA, 2007). Autori Marceta i sar. (2021) opisali su ovaj kriterijum kao tip deponije u smislu njene aktivnosti (aktivna i zatvorena) i uređenosti (nekontrolisana, kontrolisana i sanitarna). Međutim, drugi kriterijumi poput „Vrste i karakteristike otpada“, „Starost deponije“ i „Primenjene mere kontrole zagađenja“, obuhvataju i poznavanje aktivnosti same deponije (Valderrama, 2018). Zbog toga je korišćenje ovog kriterijuma kao takvog potrebno ili kombinovati kao uslov drugog kriterijuma, ili izuzeti iz razmatranja. Na primer, kriterijum „Starost deponije“ može se posmatrati i u skladu sa tim da li je deponija i dalje operativna ili nije. Poznavanje faze deponije (aktivna-operativna i pasivna-zatvorena) takođe potrebno i prema Direktivi o deponijama EU (1999/31/EC) i nacionalnoj Uredbi o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010), pri čemu se zahtevaju posebne mere zaštite za svaku od ovih faza.

2.3.2.1.4. Kriterijum Vrste i karakteristike otpada koji se deponije

Po pravilu se na deponijama komunalnog otpada istovremeno deponuju i nalaze različite vrste otpada, koje se mogu deponovati u isto ili različito vreme. Usled toga će se u telu jedne deponije odvijati veliki broj procesa razgradnje otpada koji će biti u različitim fazama. Prisustvo kiseonika i vlage u otpadu direktno utiče na aktivnost mikroorganizama u dekompoziciji otpada i produkciji biogasa (Ashby, 2024).

Otpad se generalno može podeliti na neopasan otpad, opasan otpad i inertan otpad. Dalja klasifikacija vrste otpada se razlikuje po potrebi odnosno cilju klasifikacije. Prema nacionalnom i evropskom zakonodavstvu (Uredba ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) i Direktiva (1999/31/EC)) ispitivanje otpada za odlaganje vrši se za svaku vrstu otpada, u skladu sa posebnim propisom, pri čemu je potrebno poznavanje sastava i vrste otpada. Vrste otpada u smislu Zakona o upravljanju otpada ("Sl. glasnik RS", br. 36/2009, 88/2010, 14/2016 i 95/2018) su komunalni otpad, komercijalni otpad i industrijski otpad. Poznavanje vrste otpada na deponiji je veoma važno, jer vrsta otpada ima direktan uticaj na procese koji se odvijaju na deponij, a samim tim i na zagađenje svih medijuma životne sredinu, uključujući i ljudsko zdravlje (Hussain i sar., 2022). Klasifikacija otpada prema nacionalnom i evropskom zakonodavstvu vrši se na osnovu kataloga otpada koji predstavlja zbirnu listu neopasnog i opasnog otpada prema poreklu i sastavu. Podaci o vrsti (i količini) otpada koji se deponuje na identifikovanim deponijama trebaju biti dostupni u zvaničnim dokumentima: Lokalni plan upravljanja otpadom; Regionalni plan upravljanja otpadom. Određivanje vrste otpada češće se vrši na osnovu procene zaposlenih u komunalnim preduzećima zaduženim za sakupljanje otpada na teritoriji date opštine i baziraju se na iskustvenim podacima o broju tura i stepenu popunjenosti kamiona autosmečara, a ređe se baziraju na određivanju sastava otpada uzimanjem reprezentativnih uzoraka.

Prema Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) utvrđivanjem stepena štetnosti otpada, može se uočiti da su visoko rizični (štetni) nabrojani otpadi obično od većeg značaja (sa većim stepenom učešća) nego tečni ili čvrsti industrijski otpad. Komunalni i organski otpadi se smatraju zagađivačima srednjeg značaja (sa srednjim stepenom učešća) usled njihove razgradljive prirode (pri tom nastaju metan i drugi prirodni gasovi). Otpadi iz domaćinstava mogu sadržati vrlo štetne materije (npr., baterije/akumulatori, boje i farmaceutski proizvodi). Zbog toga se

prema ovoj Uredbi nivo zagađenja određuje prema priloženoj tabeli karakterističnih zagađivača i definicije visoke koncentracije:

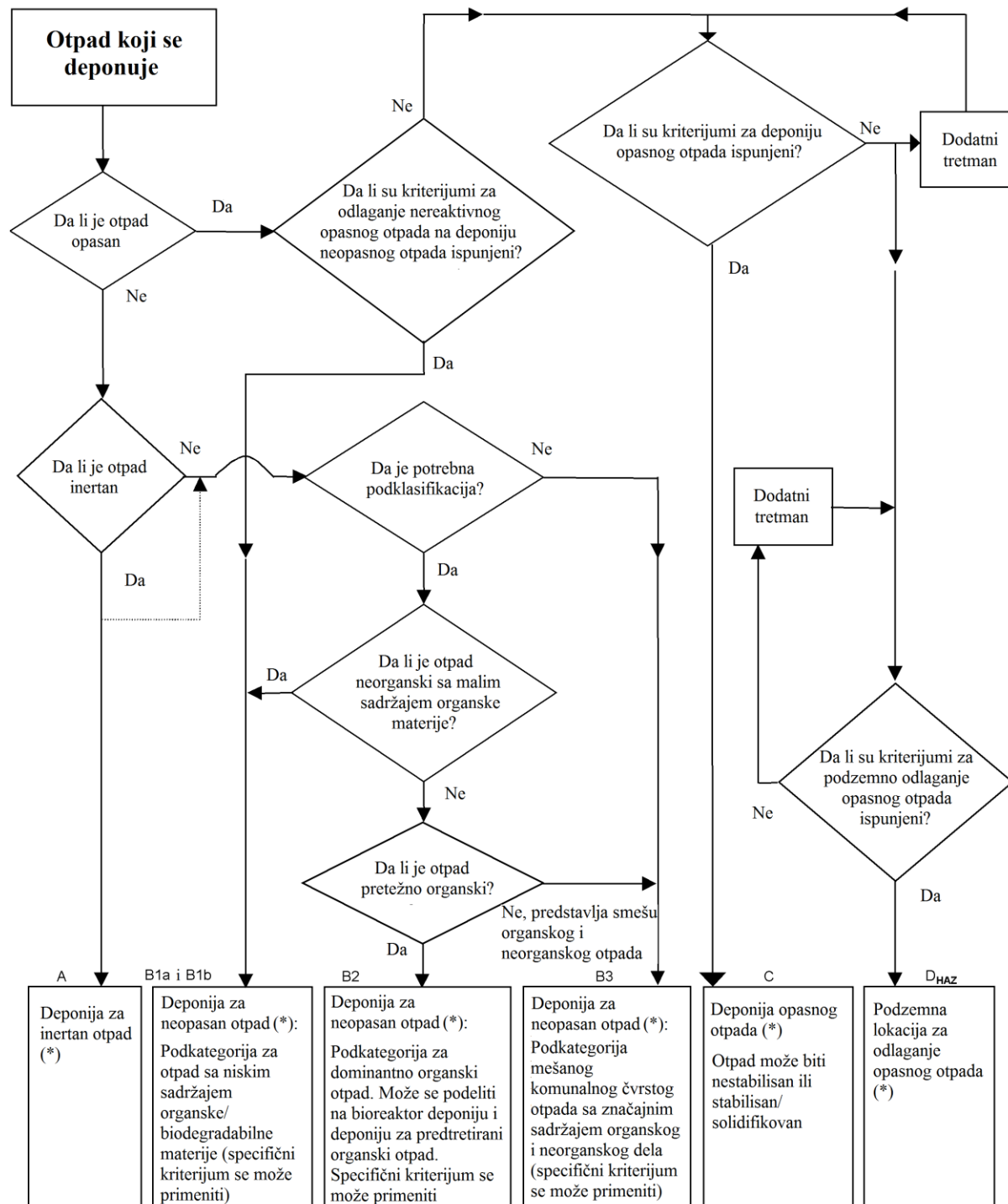
- Zagađivači sa visokim stepenom učešća (veliki značaj):
 - Materijali definisani kao opasna roba u Aktima i regulativama za transport opasne robe;
 - Materijali indentifikovani kao štetan otpad zagađivači (pesticidi, rastvarači, itd.);
 - Materijali koji su regulisani zakonom o zaštiti životne sredine;
 - Otpad iz institucija (laboratorije, škole, bolnice, itd.);
 - Patološki otpad i životinjski leševi;
 - Radioaktivni otpad.
- Zagađivači sa srednjim stepenom učešća (srednji značaj):
 - Tečni otpad, koji nije spomenut u prethodnoj kategoriji: naftni derivati, produkti septičkih jama, kontejneri za poljoprivredni i hemijski materijal;
 - Otpaci iz prehrambene industrije;
 - Nerizični ostaci iz peći za sagorevanje;
 - Komunalni (iz domaćinstava) čvrsti otpad;
 - Organski i biljni otpad;
 - Otpad iz rudnika.
- Zagađivači sa niskim stepenom učešća (mali značaj):
 - Industrijski i komercijalni čvrsti otpad;
 - Drugi približno inertni zagađivači.
- Zagađivači visokih koncentracija:
 - Koncentracije zagađivača u tlu, podzemnim i površinskim vodama, koje premašuju kriterijume o zagađenju zemljišta i zaštiti životne sredine (>2x komercijalni/ industrijski nivo); ili materijal koji se taloži u visoko koncentrovanom obliku.

Zasnovano na Aneksu II i Članu 16 Evropske Direktive o odlaganju otpada na deponije (1999/31/EC), donešena je Odluka Saveta (19 decembar 2002. godine) o uspostavljanju kriterijuma i procedura za prihvatanje otpada na deponije. Ovi kriterijumi sumirano su prikazani u obliku dijagrama na slici 12. Na slici 12 date su opcije za odlaganje otpada, pri čemu je izdvojeno pet grupa deponija u zavisnosti od tipa otpada i sadržaja organske frakcije, što se takođe može povezati i sa tipom prethodnog tretmana otpada. Druga vrstu klasifikacije, npr. prema procentualnom sadržaju opasnog, inertnog i organskog otpada je veoma teško odgovarajuće grupisati zbog kompleksnosti međusobnih interakcija svakog od tipova otpada (*Pathak i Palani, 2022*). Dobro je poznato da veći sadržaj organske frakcije ili opasnog otpada, i manji sadržaj inertnog otpada, povećavaju potencijal oslobađanja zagađenja iz otpada (*Abdel-Shafy i Mansour, 2018*). Zbog toga je zaključeno da je klasifikaciju prema kriterijumu „Vrsta otpada“ dovoljno izvršiti prema vrsti otpada (inertni, neopasni i opasni) i sadržaju organske materije.

2.3.2.1.5. Kriterijum Lokacija deponije

Lokacija deponije ima direktan i/ili indirektan uticaj na životnu sredinu, jer od lokacije deponije zavise hidrogeološki uslovi, klimatski uslovi, putevi kretanja zagađenja, blizina receptora (npr. naselje, vodna tela, flora i fauna) itd. Zbog toga se kriterijum Lokacija deponije

smatra jednim od veoma važnih (*Charnpratheep i sar., 1997; Alves i sar., 2009; Ersoy i Bulut, 2009; Wang i sar., 2009; Sener i sar., 2010; Donevska i sar., 2012; Gorsevski i sar., 2012; Zelenovic Vasiljevic i sar., 2012; Afzali i sar., 2014; Uyan, 2014; Motlagh i Sayadi, 2015; Bahrani i sar., 2016; Chabuk i sar., 2016; Djokanović i sar., 2016; Abdolkhaninezhad i sar., 2022*).



(*) U principu, podzemno deponovanje/odlaganje je moguće i za inertan i neopasan otpad

Slika 12. Dijagram opcija za odlaganje otpada na deponije prema EU Direktivi o odlaganju otpada na deponije (1999/31/CEE)

Prema Zakonu o upravljanju otpadom ("Sl. glasnik RS", br. 36/2009, 88/2010, 14/2016 i 95/2018) Vlada bliže propisuje uslove i kriterijume za određivanje lokacije deponija otpada. U Uredbi o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) se dalje propisuju uslovi za odabir lokacije deponije za odlaganje otpada. Razdaljina između spoljašnje granice lokacije deponije i najbližeg objekta naseljenog područja, gde stalno borave ljudi, ne može iznositi manje od 500 metara (tabela 1), što je takođe usvojeno od strane Demesouka i sar. (2019) za adaptiranu MCDM metodu procene uticaja deponija komunalnog otpada. Deponija se locira na udaljenosti najmanjoj od 300 metara od pojedinačnih naseljenih objekata, uzimajući u obzir ispunjavanje drugih uslova kao što je postojanje dovoljno prostora za sve objekte. Prema EPA (2003) uputstvu za određivanje lokacije za deponiju industrijskog otpada, izvršena je klasifikacija udaljenosti deponije od naseljenog mesta, sa opsegom od <100 m (neodgovarajuće) do >8000 m (odlično).

Prema Uredbi o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine i prioriteta za sanaciju i remedijaciju ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) klasifikacija zagađenog lokaliteta određuje se poznavanjem više različitih faktora, uključujući i lokaciju zagađenog lokaliteta, naročito u smislu udaljenosti od resursa vode koji se koriste u različite svrhe, udaljenosti od zemljišta koje se koristi u različite svrhe (stambena, poljoprivredna, parkovi/škole, komercijalna/industrijska) i udaljenosti od osetljivog okruženja (npr. osetljivi vodeni živi svet, prirodni rezervati, staništa ugroženih vrsta, osetljivi šumski zabrani, nacionalni parkovi ili šume, itd.). U skladu sa ovim faktorima, određen je sistem bodovanja koji direktno zavisi od udaljenosti deponije i receptora. Opravdanost ovakvog pristupa ogleda se u činjenici da što su resursi vode bliži izvoru zagađenja, to je veća mogućnost zagađenja. Pored toga, štetna dejstva u vezi sa zagađenjem tla su direktno povezana sa upotrebom zemljišta i udaljenošću korišćenog zemljišta od zagađene lokacije. Upotreba stambenog i poljoprivrednog zemljišta je od najvećeg značaja, pošto ljudi na ovim površinama borave duže vreme. Smatra se da je prostor od približno 1 km u prečniku oko lokacije podložan neposrednom uticaju zagađenja sa lokacije. Stoga će konkretna ekološki osetljiva sredina, smeštena unutar prostora zagađene lokacije, biti predmet interesovanja. Takođe, uopšteno se smatra da svaka osetljiva oblast, smeštena na rastojanju preko 10 km od zagađene lokacije, neće biti ugrožena. Što je manje rastojanje od oblasti gde je došlo do ispuštanja zagađenja, to je veća mogućnost da se zagađe resursi podzemne ili površinske vode. Klasifikacija zagađenog lokaliteta na osnovu pristupa u Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) može znatno olakšati klasifikaciju deponija na osnovu kriterijuma Lokacija deponije, ali treba uzeti u obzir da ova Uredba nije orijentisana konkretno na deponije kao izvor zagađenja.

Udaljenost deponije od infrastrukture takođe može biti u vezi sa rizikom. Na primer, ukoliko je izvor zagađenja u blizini aerodroma, ptice (naročito galebovi i ptice grabljivice) mogu izazvati smetnje tokom uzletanja i sletanja aviona na aerodrom (*Kontos i sar., 2005*). U slučaju cevovoda (vodovodnih instalacija, gasovoda, itd.), potrebno je uspostaviti sigurnosni radijus, jer postoji rizik od oštećenja strukture cevi u toku iskopavanja i teraformiranja terena gde cevovodi prolaze. Dodatno, postoji rizik i od podzemne migracije deponijskog gasa prilikom njegove akumulacije i zapaljive prirode. Vodovi stoga treba da budu postavljeni van uticaja izvora zagađenja sa deponije (*Vegara, 2008*). Prema autorima Leão i sar. (2004) minimalna udaljenost puteva i izvora zagađenja treba da bude tolika da se izbegne narušavanje vizuelnog dojma, kao i pojava drugih nelagodnosti (npr. neprijatan miris). Prema Uredbi o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) deponija se ne može locirati: u zaštitnom

pojasu saobraćajnice ili tehničke infrastrukture, u skladu sa posebnim propisima i uslovima nadležnih organa institucija; iznad ugrađenih instalacija za veštačko navodnjavanje, kao i drugih podzemnih infrastruktura, iznad tunela, podvožnjaka, skloništa i sl. objekata, u skladu posebnim propisima i uslovima nadležnih organa i institucija; u određenom radijusu od referentne tačke aerodroma i na određenoj dužini poletno-sletne staze za sve vrste aviona, u skladu sa posebnim propisima i uslovima nadležnih organa i institucija; na određenoj udaljenosti od vodovoda, gasovoda, naftovoda i dalekovoda, u skladu sa posebnim propisima i uslovima nadležnih organa i institucija. Najčešće korišćena referentna optimalna vrednost udaljenosti deponije od puteva je 1000-2000 m, dok se manje od 500 m smatra neprihvatljivim (*Rezaeisabzevar i sar., 2020*). Autori Demesouka i sar. (2018) koristili su opseg razdaljine od 500 m do 12,5 km između deponije i puteva. Treba napomenuti da udaljenost deponije od puteva može biti ne samo kriterijum životne sredine, već i ekonomski kriterijum, uzimajući u obzir da veća udaljenost znači veća cena transporta (*Rezaeisabzevar i sar., 2020*).

Zagađenje površinskih vodnih tela takođe predstavlja jedan od glavnih rizika za koji je uzročnik deponija (*Naveen i sar., 2018*). Ovo je posebno slučaj kada je otpad ili procedna voda u direktnom kontaktu sa vodotokom, što je obično ispraćeno povećanjem sadržaja organskih materija, nutrijenata, azota i fosfora i smanjenjem rastvorenog kiseonika. Ovakvi uslovi izazivaju pojavu nekontrolisanog rasta algi praćeno procesima eutrofizacije. Kao rezultat degradira se kvalitet površinske vode i dolazi do odumiranja riba (*Wu i sar., 2018; Costa i sar., 2019; Przydatek, 2019*). Zbog toga je udaljenost deponije od površinskih vodnih tela veoma važno za klasifikaciju celokupnog stanja deponije u pogledu životne sredine. EU Direktivom (1999/31/EC) je definisano da deponija mora biti locirana u odnosu na razdaljinu od površinskih vodnih tela, ali nije data nikakva preporuka ili uslovni kriterijumi. Autori Rezaeisabzevar i sar. (2020) izvršili su pregled različitih klasifikacija ovog kriterijuma, dok su Calvo i sar. (2007) za klasifikaciju koristili preporuke nacionalnih (Španija) regulativa.

Stanovništvo naselja koji žive u blizini deponije izloženi su polutantima koji do njih dospevaju putem vazduha, vode ili zemljišta, ili putem lanca ishrane. Zagađenje vazduhom podrazumeva migraciju gasova, dimova i isparljivih jedinjenja, naročito tokom rada deponije. Površinska i podzemna voda takođe može biti kontaminirana, čime se ugrožavaju izvori vode za piće, kao i vodna tela koja se koriste za rekreaciju (*Slack i sar., 2005*). Nesanitarne deponije mogu prouzrokovati mnogobrojne negativne efekte po ljudsko zdravlje (*Tiembre i sar., 2009*) putem direktnog ili indirektnog kontakta sa zagađenim zemljištem, vazduhom i/ili vodom. Mnogi autori su kroz svoja istraživanja zaključili da nesanitarne deponije izazivaju sledeće negativne efekte po ljudsko zdravlje: povećanje pojave kancera (*Jarup i sar., 2002; Porta i sar., 2009; Mattiello i sar., 2013*), povećanje slučajeva pobačaja (*Dolk i sar., 1998; Elliott i sar., 2009*), respiratorna oboljenja i smetnje od neprijatnih mirisa (*Aatamila i sar., 2011; Heaney i sar., 2011; De Feo i sar., 2013*).

Udaljenost deponije od zaštićenih zona obuhvata udaljenost od nacionalnih parkova, lokacija od ekološkog značaja, staništa zaštićenih vrsta i zaštićenih sanitarnih zona. Deponija generalno ne treba da bude locirana u blizini ovih područja (*Kontos i sar., 2005; Yildirim i sar., 2017*). Prema EU Direktivi (1999/31/EC) i nacionalnoj Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) deponija se mora pozicionirati uzimajući u obzir postojanje prirodnih zaštićenih zona. Stoga je ovaj kriterijum veoma važan, a autori Dolui i Sarkar (2001) formirali su sistem klasifikacije pogodan za ovaj kriterijum, dok su autori Gosar i sar. (2017) prikazali su mapu zaštićenih zona Republike Srbije koja je pogodna za određivanje vrednosti ovog kriterijuma.

Iz prethodno navedenih razloga kriterijum „lokacija deponije“ se ne može posmatrati kao jedan kriterijum, već je neophodno napraviti više kriterijuma ili pod-kriterijuma, kao što su: „Udaljenost deponije od infrastrukture“, „Udaljenost deponije od površinskih vodnih tela“, „Udaljenost deponije od naselja“ i „Udaljenost deponije od zaštićenih zona“. Konačna struktura ovog kriterijuma odrediće se tokom razvoja modela.

2.3.2.1.6. Kriterijum Prekrivni sloj deponije

U poglavlju 2.1.2. opisano je šta prekrivni sloj deponije predstavlja, a u poglavlju 2.1.1., odnosno tabeli 1, prikazano je na šta se prekrivni sloj deponije odnosi i koji su regulatorni zahtevi.

Prisustvo i pojedine karakteristike prekrivnog sloja na deponiji mogu se odrediti terenskim pregledom deponije. Karakteristike koje se jednostavno mogu odrediti na terenu su: debljina sloja i tip materijala. Dodatno, karakterizacija prekrivnog sloja može se odrediti poznavanjem granulometrijskog sastava i koeficijenta propustljivosti (*Ubavin i sar., 2017; Marceta i sar., 2021*). Idealno, deponija bi trebala da bude pozicionirana na mestu sa dovoljnom količinom geološkog materijala sa odgovarajućim sadržajem gline, malim koeficijentom propustljivost i visokim kapacitetom sorpcije. Pored geološkog materijala postoje drugi alternativni materijali čije karakteristike su pogodne za upotrebu kao prekrivni, zaštitni sloj na deponiji. Alternativni materijali koji se koriste za prekrivanje otpada su:

- leteći pepeo,
- kondicionirani mulj od tretmana otpadnih voda,
- usitnjeni građevinski otpad,
- sečene i/ili samlevene gume od motornih vozila,
- specijalna sprej pena,
- sintetički namenski materijali u obliku panela ili prekrivki,
- geotekstilna i staklena vlakna,
- veštački mulj (npr. vlakna dobijena iz recikliranog papira, mulj sa piljevinom, glineni mulj) i
- kompost odgovarajućih karakteristika.

Odabir odgovarajućeg inertnog materijala za svakodnevno prekrivanje formirane ćelije otpada, kao i dobra kontrola postupaka prekrivanja, značajno mogu smanjiti uticaj otpada na životnu sredinu (*Townsend i sar., 2015; Wang i sar., 2022*). Zbog toga se smatra da je ovaj kriterijum od velikog značaja za sveobuhvatnu procenu uticaja deponija komunalnog otpada na životnu sredinu. Klasifikacija kriterijuma „Gornji sloj od inertnog materijala“, može se izvršiti na osnovu uslova za odabir materijala i debljine prekrivnog sloja, definisanih od strane različitih autora (*Townsend i sar., 2015; Valderrama, 2018; Wang i sar., 2022*), a u skladu sa regulatornim zahtevima prikazanim u tabeli 1. Prisustvo ili odsustvo slojeva navedenih u tabeli 1, a koji sačinjavaju konačni gornji prekrivni sloj, usloviće klasifikaciju ovog kriterijuma. Nepostojanje bilo kakvog sloja biće okarakterisano najvećom (najlošijom) vrednošću ovog kriterijuma.

2.3.2.1.7. Kriterijum Sabijenost otpada na deponiji

Sabijanje, odnosno komaktovanje otpada je ustaljena praksa upravljanja otpadom, i obuhvata kompresovanje ili smanjenje zapremine otpada koji se deponuje u cilju produženja veka trajanja deponije, smanjenje mobilnosti otpada i lakše upravljanje otpadom (*Townsend i sar., 2015*). Sabijanje otpada se može vršiti na mestu odlaganja, u transportnim vozilima, na prihvatilištu na deponiji i nakon odlaganja na deponiju. Sabijanje otpada pre, ili u toku transporta ima prednost u odnosu na ostale pristupe, jer se na ovaj način povećava kapacitet nosivosti transportnih vozila, i posledično smanjuju troškovi dopremanja otpada na deponije (*Baidya i sar., 2016*). Komaktovanjem otpada smanjuje se gubitak otpada usled rukovanja njime (i posledično oslobađanje zagađenja u životnu sredinu), povećava se strukturalna stabilnost mase otpada i generalno se smanjuje uticaj otpada na životnu sredinu. Više sprovedenih studija ukazuju na to da se komaktovanjem otpada smanjuje stepen nastajanja procedne vode koja je jedna od glavnih puteva dospevanja zagađenja sa deponije u životnu sredinu. Gustina otpada veća od 0,7 tona/m³ dovodi do oslobađanja 15-20% procedne vode od ukupne količine padavina, dok manje gustine mogu dovesti do oslobađanja 25-50% procedne vode u odnosu na padavine, pri čemu se može izvesti zaključak da se povećanjem sabijenosti otpada smanjuje uticaj na životnu sredinu kroz oslobađanje zagađenja u vidu procedne vode (*Glysson, 2004; Hanson i sar., 2010; Wang i sar., 2012*). Sabijanjem otpada se takođe smanjuje rizik od urušavanja i odranjanja mase otpada, smanjuje se rizik od eksplozija i požara, kao i prisustvo (biokinetički procesi) životinja, insekata i ptica (*EPA, 1993*). Smanjenje produkcije deponijskog gasa je još jedan od efekata sabijanja otpada, što ne mora obavezno biti pozitivna stvar ukoliko se vrši iskorišćenje deponijskog gasa (*Chung i sar., 2019*).

Prema Evropskoj Direktivi o deponijama (1999/31/EC) otpad koji se odlaže na deponije mora se tretirati, što podrazumeva smanjenje njegove zapremine, odnosno sabijanje. U Uredbi o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) stoji da svaka dovezena šarža otpada mora odmah da se rasprostire i komaktira. Obe ove regulative nalažu komaktiranje otpada, pri čemu nisu definisani zahtevi i tehnike komaktiranja. Idowu i sar. (2019) razvili su metodu klasifikacije deponija, pri čemu su uzeli u obzir gustinu otpada koja se prema dostupnim podacima kreće u opsegu od 0,4 tona/m³ do 1,23 tona/m³. Na osnovu ovih vrednosti moguće je izdvojiti sledeće tipove deponija:

- Deponije sa malom gustinom otpada: na deponiji se otpad odlaže bez sabijanja, odnosno sa minimalnim sabijanjem pod dejstvom sile teže samog otpada, pri čemu se ostvaruje gustina otpada do 0,5 tona/m³. Nedostaci male gustine otpada su veća potreba za prostorom, povećana produkcija deponijskog gasa i procedne vode usled infiltracije padavina, otežano odlaganje otpada zbog nemogućnosti lakog kretanja kamiona i bagera (*Zekkos i sar., 2006; EPA, 2018; Cline i sar., 2020*).
- Deponije sa srednjom gustinom otpada: specijalizovana oprema (kompaktori) omogućavaju dostizanje srednje gustine odloženog otpada od oko 0,65 tona/m³, ili u opsegu od 0,56 do 0,89 tona/m³ (*Glysson, 2004*). Prednosti srednje sabijenog otpada su: smanjena potreba za prostorom i posledično veći životni vek deponije, jednostavnije kretanje vozila kroz deponiju i smanjena produkcija deponijskog gasa i procedne vode.
- Deponije sa visokom gustinom otpada: ovaj pristup sabijanja otpada favorizuje anaerobnu degradaciju otpada. Visoka gustina otpada obično se postiže rasprostiranjem otpada i sabijanjem na sloj debljine 15-30 cm, pomoću specijalizovane opreme. Kada se otpad stabilizuje (nakon jedne do dve nedelje), on se odlaže na telo deponije, ali se

prekrivni sloj ne stavlja da se ne bi sprečila oksidacija otpada. Na ovaj način, primenom teške mašinerije, postiže se gustina otpada u opsegu od 0,90-1,10 tona/m³. Bez obzira što je potrebna velika površina za ovakvo sabijanje otpada, postoje značajne prednosti ovakvog pristupa: veoma mala produkcija procedne vode i neprijatnih mirisa, nema potrebne za gornjim prekrivnim slojem, ne dolazi do odnošenja papira ili plastike putem erozije, otpad ne privlači glodare i insekte.

- Deponije sa visokom gustinom otpada koji se balira: sistem se sastoji od prese za sabijanje otpada i baliranje pomoću žice ili plastičnih traka. Proizvedene bale imaju oblik prizme, sa širinom približno 0,8 m širine, visinom od oko 1 m i dužinom između 1 i 2 metra, što omogućava lako upravljanje njima i slaganje otpada na deponiju. Pakovani (balirani) otpad gustine veće od 1,10 tona/m³ ima sledeće prednosti: eliminacija procesa nastajanja procednih voda i deponijskog gasa čime se značajno smanjuje potencijal za zagađenjem životne sredine, povećanje stabilnosti otpada (strukturne, fizičko-hemijske i biološke) i manja potreba za prostorom (EPA, 1993; Zekkos, i sar., 2006; EPA, 2018; Cline i sar., 2020).

Postoje različite metode procene sabijenosti otpada (EPA, 1993), međutim, za širu primenu ovog kriterijuma potreban je pristup sa što manje neophodnih ispitivanja za dalju klasifikaciju. Poznavanje prethodno opisanih operacija za sabijanje otpada moguće je bliže klasifikovati ovaj kriterijum. Pored tipova deponija prema sabijenosti otpada, pojedine geotehničke karakteristike deponovanog otpada se takođe moraju razmatrati za klasifikaciju ovog kriterijuma, a ne zahtevaju posebna ulaganja za procenu, pri čemu se sledeći pokazatelji ovih karakteristika izdvajaju (Calvo i sar., 2003):

- Postojanje ulegnuća, praznog prostora ili pukotina,
- Postojanje ispuščenja u površini mase deponovanog otpada,
- Nagnuti degazatori/biotrnovi i
- Pokretne mašine ne mogu da se kreću normalno.

Detektovanjem najmanje tri prethodna zahteva označava deponiju kao neregularnu sa stanovišta sabijanja otpada, dok se detektovanjem dva ili manje prethodno navedenih zahteva eksploatacioni nivo deponija smatra regularnim. Uzimanjem u obzir da sabijenost otpada utiče praktično na sve puteve oslobađanja zagađenja sa deponije, ovaj kriterijum će se razmatrati za razvoj MCDM modela.

2.3.2.1.8. Kriterijum Primenjene mere kontrole zagađenja sa deponije

U poglavlju 2.2. opisan je uticaj deponija komunalnog otpada na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Pod mere kontrole zagađenja sa deponije zapravo spadaju sve tehnike, procedure i tehnologije koje se koriste za smanjenje i/ili sprečavanje oslobađanja postojećeg ili potencijalnog zagađenja sa deponije, što samim tim obuhvata i veći deo drugih kriterijuma koji se razmatraju. Zbog svoje nespecifične prirode, kriterijum „Primenjene mere kontrole zagađenja sa deponije“ relevantnije je posmatrati kao dva kriterijuma, odnosno sa aspekta dva glavna puta emisije zagađenja sa deponije:

- kriterijum „Kontrola procedne vode“ i
- kriterijum „Kontrola deponijskog gasa“.

Kriterijum Kontrola procedne vode

Procedna voda predstavlja veoma zagađenu tečnu mešavinu koja sadrži neorganska jedinjenja (metali, hloridi, sulfati, itd.), organsku materiju (kao što su aromatični ugljovodonici), ksenobiotike (npr. pesticidi) i mikroorganizme (*Tenodi i sar., 2020a*). Nekontrolisana procedna voda interaguje sa zemljištem, površinskom vodom i podzemnom vodom, pri čemu degradira njihov kvalitet i negativno utiče na biodiverzitet (*Krčmar i sar., 2018*). Adekvatno upravljanje procednim vodama (sakupljanje i tretman) je stoga jedno od najvažnijih aspekata kontrole zagađenja koje se oslobađa sa deponije.

Prema EU Direktivi (1999/31/EC) i nacionalnoj Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) na deponiji se mora vršiti kontrolisano upravljanje procednim vodama u cilju sprečavanja zagađenja zemljišta, podzemnih i površinskih voda i vazduha. Upravljanje procednim vodama obuhvata njeno sakupljanje (drenažni sloj - kombinacija geološke barijere, nepropusnog sloja i perforiranog cevovoda) i prečišćavanje, tako da se zadovolje granične vrednosti emisije propisane Uredbom o graničnim vrednostima emisije zagađujućih materija u vode i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 67/2011, 48/2012 i 1/2016). Pored navedenog, zahteva se i monitoring kvaliteta procedne vode koja se sakuplja i tretira. Kontrola nastajanja i kvaliteta procedne i prečišćene tečnosti na deponiji se mora vršiti svakodnevno na osnovu sledećih parametara:

- temperatura na ulazu u projektovani objekat i temperatura okolnog vazduha;
- pH vrednost procedne tečnosti na ulazu i prečišćene tečnosti na izlazu iz projektovanog objekta;
- potrošnja permanganata;
- BPK (biološka potrošnja kiseonika);

Monitoring procedne vode vrši se na reprezentativnom broju uzoraka na svakoj tački na kojoj se tečnost kontrolisano odvodi sa lokacije. Merenje zapremine i sastava tj. kvalitativnih i kvantitativnih parametara procedne vode vrši se jednom mesečno u toku eksploatacije deponije. Navedena merenja vrše se i po prestanku eksploatacije deponije svakih šest meseci prvih pet godina, a zatim jednom godišnje do odumiranja deponije. Učestalost uzorkovanja i merenja procedne vode vrši se na način dat u tabeli 8.

Različiti pristupi tretmanu i potencijalno pogodni tretmani procedne vode dati su u poglavlju 2.1.2. U ovom poglavlju opisani su i tehničko-tehnološki uslovi za obezbeđivanje vodonepropusnosti deponijskog dna. Za klasifikaciju ovog kriterijuma se prema tome mora razmotriti sledeće:

- postojanje drenažnog sloja odgovarajućih karakteristika,
- postojanje bazena ili lagune za prihvatanje sakupljene procedne vode, ili šahta ukoliko se ona odmah tretira,
- monitoring količine i sastava procedne vode,
- postojanje tretmana procedne vode i
- zadovoljavanje kriterijuma kvaliteta tretirane procedne vode za njeno bezbedno ispuštanje ili recirkulaciju.

Kriterijum Kontrola deponijskog gasa

Deponijski gas predstavlja zapaljivu, potencijalno eksplozivnu i toksičnu gasnu smešu koja nastaje mikrobiološkom dekompozicijom otpada (*Pawłowska, 2014*). Sastav, faze nastajanja i uticaj na životnu sredinu deponijskog gasa opisani su u poglavlju 2.1.2.

Direktiva o deponijama EU (1999/31/EC) i nacionalna Uredba o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) nalažu da je neophodno preduzeti odgovarajuće mere u cilju akumulacije, migracije i kontrole deponijskog gasa. Kontrolisano upravljanje i prikupljanje deponijskog gasa sprovodi se na svim deponijama na kojima se odlaže biorazgradiv otpad putem odgovarajućeg degazacionog sistema. Prikupljeni deponijski gas se tretira i koristi za dobijanje energije. Ukoliko prikupljeni deponijski gas ne može da se koristi za dobijanje energije, on se spaljuje na deponiji. Veličina, broj i snaga instalacije degazacionog sistema projektuje se tako da odgovara procenjenom iznosu stvaranja gasa u deponiji, a u cilju sprečavanja eksplozije, kao i njegovog korišćenja. Skupljanje, tretman i korišćenje deponijskog gasa treba sprovesti na način koji štetni uticaj na zdravlje ljudi i životnu sredinu svodi na minimum. Monitoring deponijskog gasa vrši se na način prikazan u tabeli 8.

Na osnovu literaturnih saznanja opisanih u poglavlju 2.1.2., i regulatornih zahteva, može se izvršiti klasifikacija ovog kriterijuma.

Tabela 8. Učestalost uzorkovanja i merenja procedne vode i deponijskog gasa prema Uredbi o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010)

Parametar	Aktivna faza	Pasivna faza ⁽³⁾
Zapremina procedne vode	Mesečno ⁽¹⁾⁽³⁾	Svakih šest meseci
Sastav procedne vode ⁽²⁾	Kvartalno ⁽³⁾	Svakih šest meseci
Potencijalna emisija gasova i atmosferski pritisak ⁽⁴⁾ (CH ₄ , CO ₂ , O ₂ , H ₂ S, H ₂ , itd.)	Mesečno ⁽³⁾⁽⁵⁾	Svakih šest meseci ⁽⁶⁾

⁽¹⁾ učestalost uzorkovanja se može prilagoditi.
⁽²⁾ parametri za merenje koji se analiziraju variraju u zavisnosti od sastava deponovanog otpada, određuju se dozvolom.
⁽³⁾ ukoliko procena podataka ukazuje da su duži intervali jednako efektivni merenja mogu da se vrše u tim intervalima, ali obavezno jednom godišnje.
⁽⁴⁾ ove mere se odnose na biorazgradivi otpad.
⁽⁵⁾ CH₄, CO₂, i O₂ redovno, ostali gasovi po potrebi.
⁽⁶⁾ efikasnost degazacionog sistema, mora se redovno proveravati.
⁽¹⁾ i ⁽²⁾ primenjuju se samo kod klase deponije na kojoj se vrši sakupljanje procedne vode.

2.3.2.1.9. Kriterijum Nagib deponovanog materijala

Tehnika odlaganja otpada i nagib deponovanog materijala predstavljaju osnovne elemente stabilnosti deponije, naročito u smislu urušavanja otpada (*Calvo, 2003*). Pored toga što odgovarajući nagib deponovanog otpada omogućava bolju stabilnost deponije, na ovaj način se povećava i kapacitet same deponije (*Vegara, 2008*). Prema EU Direktivi (1999/31/EC) i nacionalnoj Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) prilikom odlaganja otpada na deponiju mora se obezbediti projektovani nagib radne površine, pri čemu nisu navedeni posebni zahtevi.

Do promene nagiba tokom rada deponije može doći slaganjem sve veće količine otpada. Ugao slaganja otpada, odnos mase postojećeg i novo deponovanog otpada i sabijenost/kompakcija otpada predstavljaju najvažnije parametre stabilnosti otpada. Nestabilni otpad usled

neadekvatnog nagiba deponija dovodi do dodatnih troškova potrebnih za sanaciju i održavanje. Sa druge strane, prevelikim nagibom deponovanog otpada smanjuje se kapacitet deponije (Glysson, 2004).

Kriterijum „Nagib deponovanog materijala“ predstavlja dobar pokazatelj funkcionalnosti i stabilnosti deponija na kojima se vrši sabijanje otpada (Valderrama, 2018). Na većini nesanitarnih deponija se ne vrši sabijanje otpada, i pritom na njima nije definisan nagib deponovanog materijala (Karanac i sar., 2015; Ubavin i sar., 2017). Uzimajući u obzir prethodno navedeno, ovaj kriterijum nije pogodan za MCDM metodu pod datim uslovima, pri čemu se stabilnost deponije može proceniti i upotrebom drugog kriterijuma poput „Sabijenost otpada na deponiji“.

2.3.2.1.10. Kriterijum Visina deponije

Visina deponije odnosi se na visinu deponovanog otpada u odnosu na dno deponije. Visina deponovanog otpada predstavlja projektovanu visinu otpada na sanitarnoj deponiji, ili visinu otpada na već popunjenim sekcijama deponije. Na neuređenoj deponiji, visina otpada predstavlja prosečnu visinu otpada na površini gde se otpad odlaže (ISWA, 2019). Visina deponovanog otpada utiče na mnoge procese i pojave na deponiji: sleganje otpada, formiranje procednih voda, generisanje deponijskog gasa, itd. Međutim, da bi se izveo zaključak o uticaju deponije u smislu visine deponovanog materijala, koji se po pravilu zasnivaju na pretpostavkama (Babu Sivakumar i sar., 2011; White i sar., 2011), potrebno je poznavanje visine otpada, tačnosti veličine jedinice dužine (metar) reda 1 (ISWA, 2019). Određivanje visine deponije na osnovu postojećih informacija nije dovoljno precizno i zasniva se većinom na procenama zbog velikih razlika u visini različitih delova identifikovanih deponija i nepoznavanja oblika deponije (nadmorska visina dna deponije). Visina deponije se takođe menja u funkciji vremena, u zavisnosti od aktivne površine deponije, sastava deponovanog otpada, padavina i drugih pojava (Ubavin i sar., 2017).

Na osnovu prethodno navedenog zaključuje se da kriterijum „Visina deponije“ nije pogodan kao kriterijum MCDM modela. Dodatni razlog je i to da se za ovaj kriterijum mogu koristiti informacije o visini deponije nacionalne baze podataka o deponijama (Agencija za zaštitu životne sredine Republike Srbije), procenom zapremine deponije na osnovu informacija o površini i visini deponije.

2.3.2.1.11. Kriterijum Erozijska

Erozijska predstavlja procese koji se odigravaju na površini (kao što su kretanje vode i vazduha), pri čemu dolazi do gubitka zemljišta, stenovitih formacija ili rastvorljivih materijala sa jedne lokacije i transporta do druge lokacije. Ovo je prirodna pojava čiji su procesi izazvani dinamičkim aktivnostima erozivnih agenasa, odnosno egzogenih sila, i to vode, lega (glečeri), snega, vazduha (vetra), biljaka, životinja i ljudi (Aber i sar., 2019; Jarrah i sar., 2020; Wen i Zhen, 2020). Erozijska ima više podela u odnosu na dominantne erozivne agense, ali se ona najčešće deli na eroziju vodom i eolsku eroziju (vetrom). Usitnjavanje stena ili zemljišta u sediment/nanos predstavlja fizičku ili mehaničku eroziju, za razliku od hemijske erozije, gde zemljište ili stenoviti materijal biva uklonjen iz njihove autohtone lokacije rastvaranjem u

obliku rastvora (obično delovanjem vode). Erodirani sediment ili rastvor se može transportovati svega nekoliko milimetara do hiljadama kilometara (*Comoss i sar., 2008*).

Erozija je prirodna pojava, međutim antropogenim aktivnostima stepen erozije je povećan 10-40 puta na globalnom nivou, a glavni antropogeni uzročnici erozije su: poljoprivredne aktivnosti, seča šuma (deforestizacija), izgradnja infrastrukture i urbanizacija (*Wen i Zhen, 2020*). Erozija vodom i eolska erozija predstavljaju dva primarna uzročnika degradacije zemljišta (*Aber i sar., 2019*), pri čemu su ove dve pojave zajedno zaslužne za oko 84% globalne degradacije zemljišta, čineći preteranu eroziju jednu od glavnih problema u životnoj sredini (*Blanco i Lal, 2008*).

Trenutno ne postoji ni jedna metoda za klasifikaciju rizika od erozija otpada na deponiji, što čini upotrebu ovog kriterijuma veoma ograničenim. Drugim rečima, erozija otpada na deponiji može se proceniti samo sa aspekta erozije zemljišta. Postoje različite metode procene erozije datog područja (*Jarrah i sar., 2020*), pri čemu se mogu izvesti koeficijenti (*Mustafić, 2012*), čija klasifikacija omogućava i klasifikaciju deponija na osnovu ovog kriterijuma. Međutim, stepen erozije otpada na deponiji nije samo uslovljeno intenzitetom egzogenih sila erozionih agenasa, već zavisi i od tehnika upravljanja otpadom. Tako na primer, ukoliko se otpad nakon sortiranja odlaže na deponiju u vidu sabijanih bala odgovarajuće gustine, i ukoliko se odloženi otpad dnevno pokriva adekvatnim prekrivnim slojem, stepen erozije je veoma nizak (*Kalwasińska i Burkowska, 2013*). Takođe, erozija procednom vodom, odnosno rastvaranje i transport zagađujućih materija u vidu procedne vode kontroliše se sistemom za sakupljanje procednih voda (*Renou i sar., 2008*), čime erozija vodom sama po sebi nema značajnu ulogu u proceni uticaja na životnu sredinu. Intenzitet erozije je u funkciji kriterijuma „Gornji prekrivni sloj“, „Sabijenost otpada“ i „Mere kontrole zagađenja sa deponije“, zbog čega zasebno, ovaj kriterijum nema dovoljno značenje za procenu uticaja deponija na životnu sredinu, i stoga se neće koristiti za razvoj modela.

2.3.2.1.12. Kriterijum Rizik od klizišta

Klizišta jesu stenovite ili rastresite stenske mase odvojene od podloge koje pod uticajem gravitacije klize niz padinu. Klizišta predstavljaju glavni oblik geohazarda koji prouzrokuje masovne štete koje dovode do značajnih ekonomskih troškova i opasnosti po ljudski život. Ova pojava prouzrokovana je kretanjem masa stena ili rastresitih stenskih masa niz padinu pod uticajem gravitacije. Mogu se pojaviti u različitim razmerama, od nekoliko metara do nekoliko kilometara, i različitim brzinama, od nekoliko metara godišnje do nekoliko metara u sekundi. Generalno, klizišta su izazvana vodom, zemljotresom ili vulkanskim erupcijama. Na površini zemlje voda obično potiče od intenziviranih i kontinualnih padavina, ili od naglog topljenja snežnih padavina. Smatra se da je najintenzivnije klizište bilo pre 10 milenijuma u južno-zapadnom Iranu, pri čemu je zahvaćena masa krečnjaka dužine 15 km, širine 5 km i debljine 300 m koja se sklizala niz podnožni sloj laporca transportujući se na razdaljinu od 18 km (*Burns, 2005*).

Mesto pojave klizišta predstavlja opasnost po životnu sredinu zbog rizika od kontaminacije podzemne vode, naročito tamo gde je vodopropustljivost zemljišta visoka (*Igboama i sar., 2022*). Odlaganjem otpada na određenoj lokaciji povećava se rizik od pojave klizišta, zbog koncentrisanje mase na određenom mestu (*Gao i sar., 2019*). Prvo evidentirano klizište na

deponiji dogodilo se sedamdesetih godina prošlog veka u Bosni (Sarajevu). Tokom klizišta došlo je do oslobađanja 2000 m³ otpada sa deponije, a 5 kuća i 2 mosta su oštećeni (*Gandolla i sar., 1979*). Mnogobrojne pojave klizišta u vezi sa deponijama tokom proteklih decenija izazvalo je veće ili manje štete širom sveta (*Gao i sar., 2019; Guzzeti i sar., 2020*), što je posledično ovu pojavu kategorisalo kao jednu od najvažnijih razmatranja tokom odabira lokacije i strukture deponije (*Guzzeti i sar., 2020*). Pored prirodnog potencijala za pojavom klizišta na teritoriji deponije, sledeći faktori u najvećoj meri doprinose ovoj pojavi: oblik i stepen nagiba otpada, karakteristike otpada, sadržaj vlage i količina i sastav deponijskog gasa (*Gao i sar., 2019*).

Uzimajući u obzir aktivnosti klizišta, autori Keller i Pinter (2001) su izveli sledeću klasifikaciju:

- Aktivna klizišta koja su se pomerila tokom poslednjih 10 000 godina ili tokom Halocenske epohe;
- Klizišta koja su se pomerila tokom perioda Kvartara (geološki period kenozojske ere koji traje poslednjih 1,65 miliona godina) mogu se klasifikovati kao potencijalno aktivna. Period Kvartara je najmlađi period geološke ere;
- Klizišta koja se nisu pomerila tokom poslednjih 1,65 miliona godina mogu se smatrati neaktivnim.

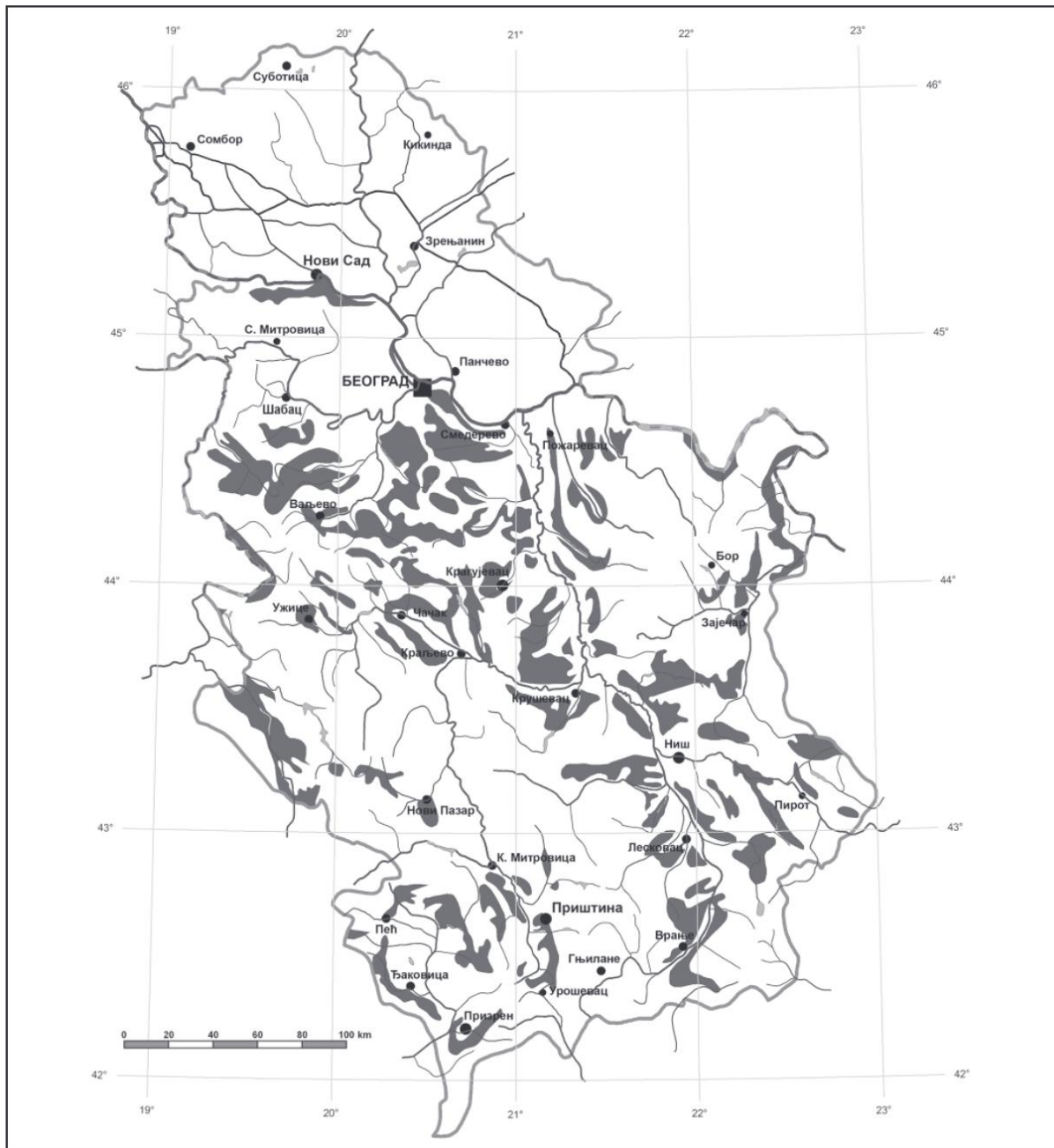
Poteškoće u monitoringu aktivnosti klizišta predstavljaju prepreku ostvarivanja svetskih i nacionalnih baza podataka ovih fenomena, kao i zoniranju područja. U Regulativi SAD-a o zaštiti životne sredine (*CDF, 2019*) definisani su zahtevi u pogledu udaljenosti deponija od klizišta. Deponije ne treba da budu locirane na manje od 60 m udaljenosti od klizišta, ukoliko je došlo do pomeranja tokom Halocenske epohe, osim ukoliko postoje implementirane posebne mere protiv klizišta. Prema Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) deponija ne sme biti locirana na području ugroženom klizanjem, urušavanjem, sleganjem tla ili drugim pomeranjem zemljine mase, ukoliko se takva pojava ne može sprečiti tehničkim merama, međutim nisu definisani kriterijumi u smislu ispunjavanja ovog zahteva.

Na osnovu pomenutih literaturnih podataka (*Keller i Pinter, 2001; CDF, 2019*) moguće je definisati klasifikaciju deponija na osnovu kriterijuma „Rizik od klizišta“, međutim nedostatak dovoljno podataka u AP Vojvodini i Republici Srbiji generalno, otežava primenu ove klasifikacije. U Srbiji je trećina teritorije pod rizikom od klizišta, pri čemu se često sa novim poplavama aktiviraju i nova klizišta. Za izradu katastra klizišta potrebna su značajna ulaganja.

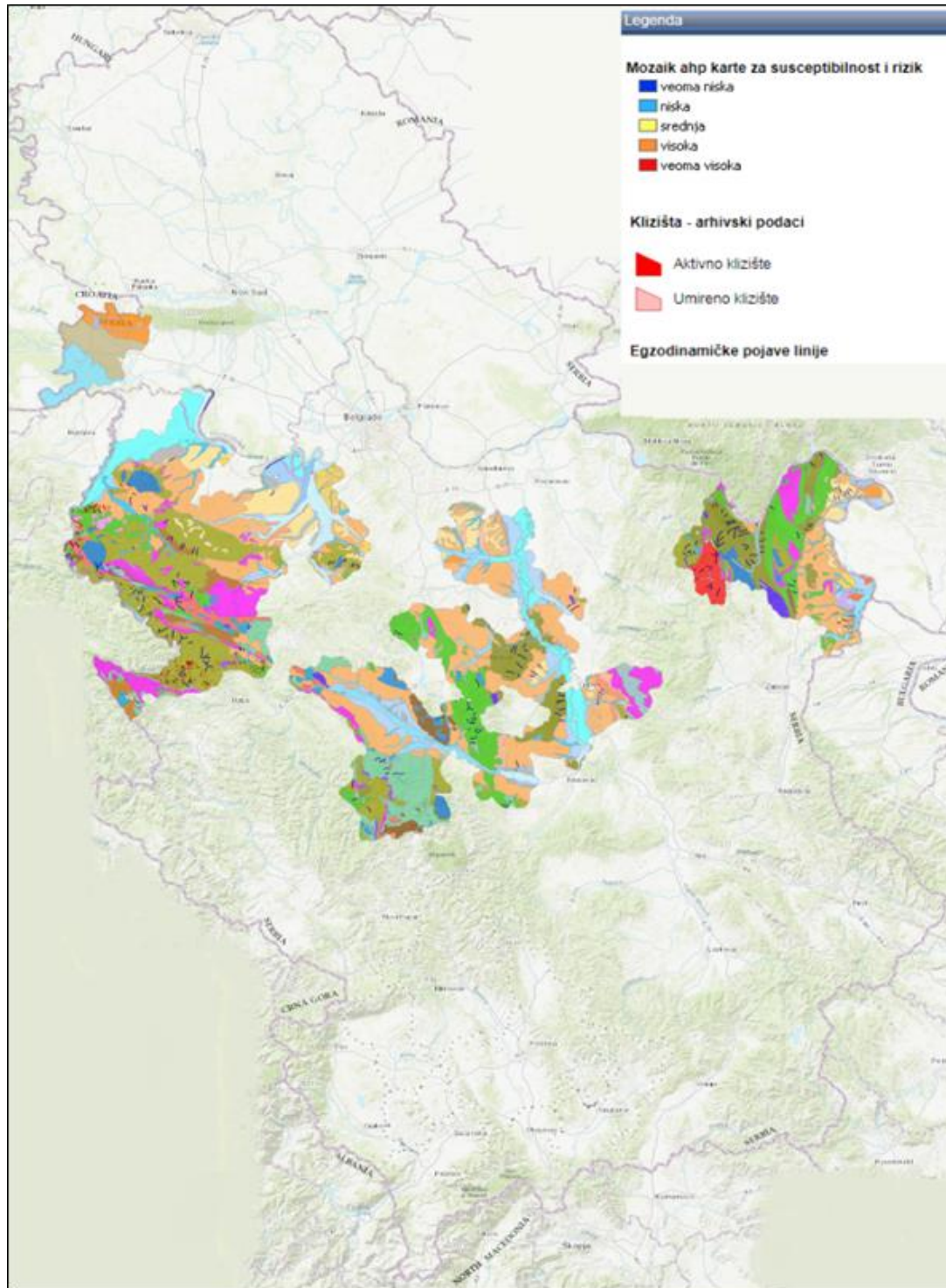
Prema podacima iz 2017. godine, u Srbiji je u protekloj deceniji popisano oko 18 000 klizišta, a procenjuje se da ih ima i dva puta više (*SEPA, 2017*). Postoje dostupne karte sa označenim mestima i zonama klizišta u Srbije:

- Prostorni raspored poznatijih klizišta na teritoriji Republike Srbije - 2015 (slika 13) (*Unija Poslodavaca Srbije, 2015*);
- Mapa egzodinamičkih pojava i arhivskih podataka klizišta u Republici Srbiji (BEWARE - GeolISS) - 2019 (slika 14);
- Inženjersko geološka karta sa naznačenim mestima egzodinamičkih pojava i arhivskih podataka klizišta u Republici Srbiji (GeolISS) - 2019 (slika 15);
- Karta mogućih pojava klizišta (Rudarsko-geološki fakultet) - 2014 (slika 16).

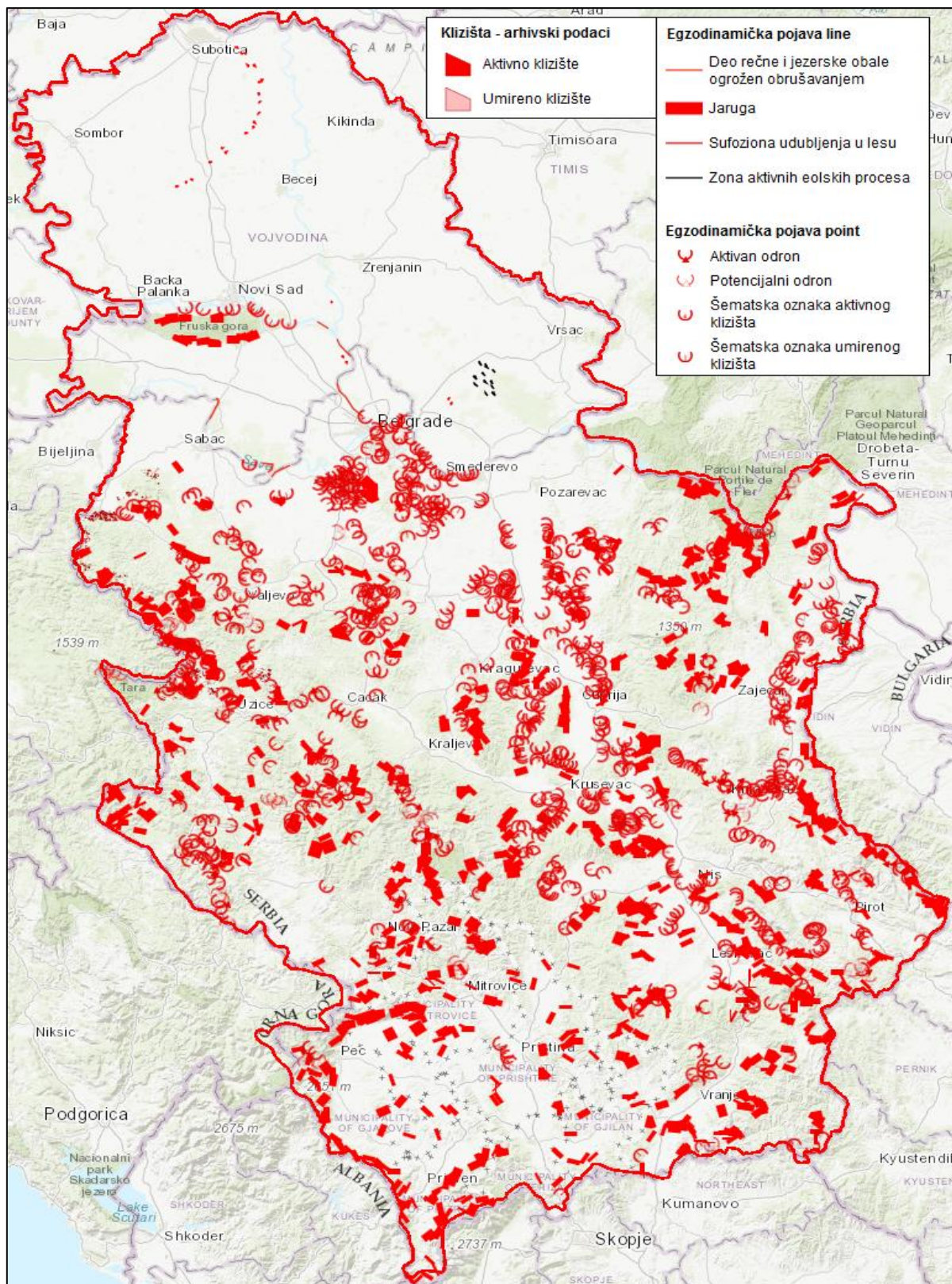
Katastar klizišta još uvek nije kompletan, što se evidentno na slici 14, zbog čega se ova slika ne može koristiti kao osnova za klasifikaciju ovog kriterijuma. Zbog toga će se klasifikacija ovog kriterijuma izvršiti na osnovu klasifikacije autora Keller i Pinter (2001), definisanih uslova CFR Regulative SAD-a (CDF, 2019) i karti prikazanih na slikama 15 i 16.



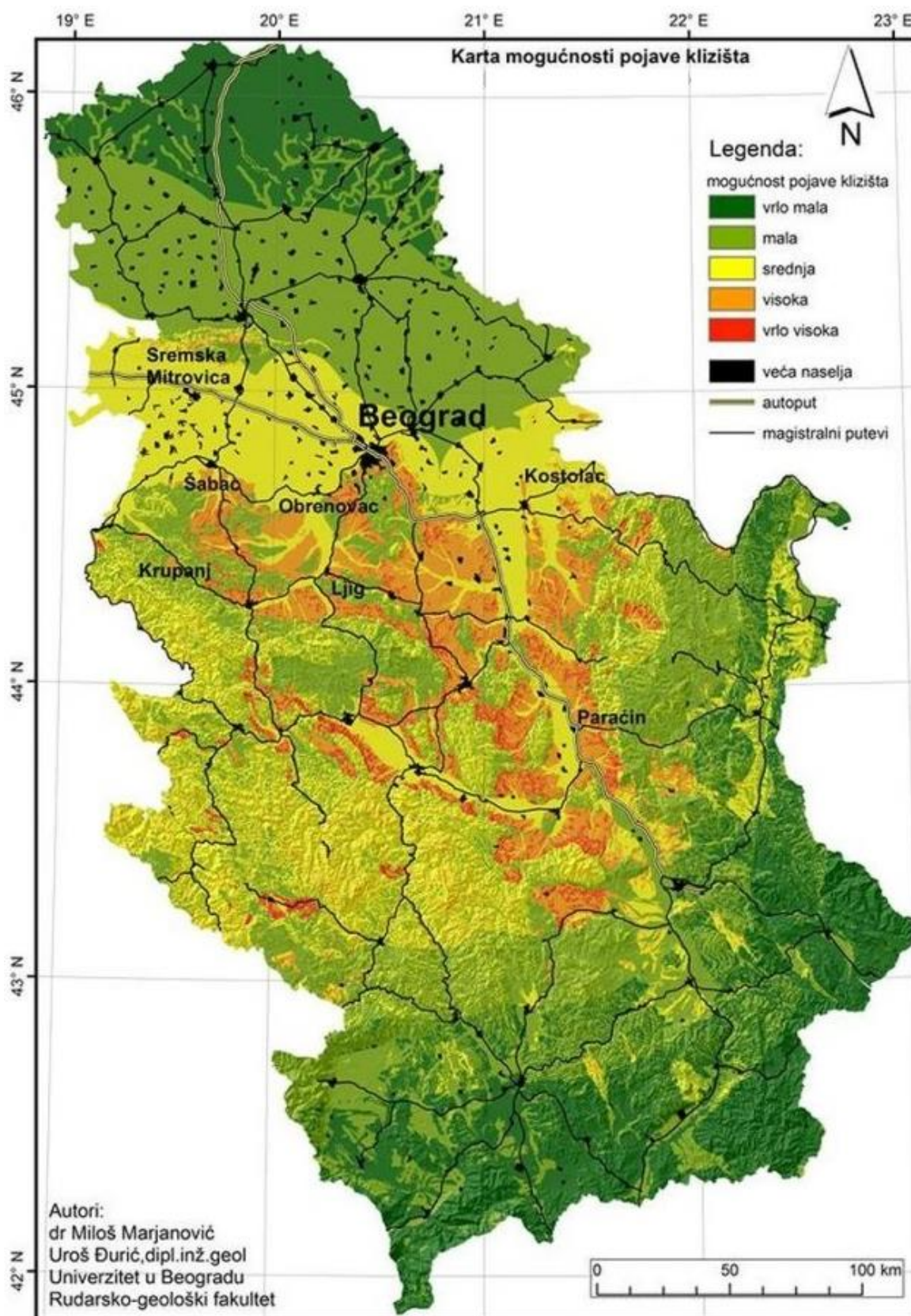
Slika 13. Prostorni raspored poznatih klizišta na teritoriji Republike Srbije (Unija Poslodavaca Srbije, 2015)



Slika 14. Mapa egzodinamičkih pojava i arhivskih podataka klizišta u Republici Srbiji (BEWARE) (<http://geoliss.mre.gov.rs>)



Slika 15. Inženjersko geološka karta sa naznačenim mestima egzodinamičkih pojava i arhivskih podataka klizišta u Republici Srbiji (GeolISS) (<http://geoliss.mre.gov.rs>)



Slika 16. Karta mogućih pojava klizišta (Rudarsko-geološki fakultet)

2.3.2.1.13. Kriterijumi Vodopropustljivost podloge

Podloga deponije preko koje se odlaže otpad predstavlja jedan od najvažnijih faktora koji utiče na oslobađanje zagađenja u vidu procedne vode (*Townsend i sar., 2015*). Kriterijum „Kontrola procedne vode“ obuhvata sagledavanje svih mera koji se odnose na upravljanje procednom vodom, što podrazumeva i postojanje drenažnog sloja sa hidroizolacionim materijalom za sakupljanje procedne vode. Ukoliko postoji dobro inženjerski dizajnirani i izvedeni sistem za sakupljanje procedne vode, onda bi i prema kriterijumu „Vodopropustljivost podloge“ (hidroizolacija) deponija takođe imala najmanji uticaj na životnu sredinu. Kriterijum „Mere kontrole procedne vode“ opisan je u poglavlju 2.3.2.1.8. i svakako obuhvata mere sakupljanja procedne vode (drenažni sistem), međutim ne definiše klasifikaciju deponija ukoliko ne postoji drenažni sloj, ili ukoliko on nije odgovarajući, zbog čega se nameće potreba za dodatnim kriterijumom, koji bi po svojoj osnovi opisivao karakteristike vodopropustljivosti kako veštačke, tako i prirodne (geološke) podloge. Potreba za dodatnim parametrom takođe proističe iz činjenice da je uticaj deponije na životnu sredinu dobrim delom zasnovano na količini, sastavu i kretanju procedne vode (*Pazoki i Ghasemzadeh, 2020*), što je uslovljeno različitim faktorima koje je potrebno sagledati pri kategorisanju deponiju prema njihovom uticaju na životnu sredinu. Dodatno, pri akcidentnim situacijama može doći do oštećenja veštačkog hidroizolacionog materijala, pri čemu je u tom slučaju kretanju procedne vode uslovljeno stepenom vodopropustljivosti geološkog materijala na kom leži deponija (*Christensen i sar., 2005*).

U prethodnim poglavljima opisani su zahtevani i preporučeni uslovi za deponijskog dno i donji sistem barijera. Uzimajući u obzir da većina kontrolisanih i neuređenih deponija koje predstavljaju najveći rizik po životnu sredinu ne poseduju veštačke obloge za kontrolu migracije procedne vode (*Ubavin i sar., 2017; Marceta i sar., 2021*), najvažnije je sagledati ovaj kriterijum kroz postojanje ili odsustvo prirodnog vodonepropusnog sloja, zbog čega je važno razmotriti i karakteristike zemljišta na datim lokacijama.

Zemljište predstavlja površinski deo Zemljine kore u šta obično ubrajamo: prah, glinu, pesak i šljunak. Mešavine različitih frakcija koje sačinjavaju zemljišta nastaju mehaničkim i hemijskim trošenjem svih vrsta stena. Zemljište se sastoji od mineralnih materija, vode, vazduha, gline i sadrži biološku, organsku komponentu (*Burns, 2005*). Od sastava zemljišta, odnosno njegovog tipa/vrste zavisi i njegove karakteristike. Ono učestvuje u procesima migracije zagađenja procesima sorpcije/desorpcije, taloženja (precipitacije), katjonske izmene itd (*Kjeldsen i sar., 2002*). Takođe, zemljište predstavlja prirodnu geološku podlogu koje ispoljava hidroizolaciona svojstva različitog intenziteta u zavisnosti od granulacije i tipa (*Wang i sar., 2022*).

Migracija polutanata u zemljištu je istraženo u velikom broju studija (*Szymański i Janowska, 2016*), iako su rešenja problema zagađenog zemljišta veoma oskudna, pre svega zbog velikog broja biohemijskih, fizičkih i hemijskih faktora koji se odigravaju u ovom višekomponentnom medijumu životne sredine (*Li i sar., 2012*). Prolaskom procedne vode kroz sloj zemljišta izaziva promene fizičkih i hemijskih karakteristika poroznog medijuma: promena poroznosti (smanjenje visine sloja), granulacije (čestice i fine granule zemljišta se spiraju) i propustljivosti (blago se smanjuje protok). Stoga zemljište ima značajnu ulogu u mehanizmima kretanja zagađenja koja potiču sa deponije (*Szymański i Janowska, 2016*).

Prema EU Direktivi (1999/31/EC) i nacionalnoj Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) potrebno je poznavati hidrogeološke karakteristike zemljišta na teritoriji deponija, u cilju postizanja odgovarajuće zaštite podzemnih voda od zagađenja. Tip zemljišta se koristi za procenu uticaja deponija u vidu kretanja procedne vode i zagađenja podzemne vode (*Chabuk i sar., 2016*).

Posmatrajući radove autora koji su koristili ova dva kriterijuma za procenu rizika deponija na životnu sredinu (*Lolos i sar., 2007; Ubavin i sar., 2017; Abdolkhaninezhad i sar., 2022*) ili određivanje najoptimalnije lokacije za novu deponiju na osnovu potencijalnog uticaja na životnu sredinu (*Ersoy i Bulut, 2009; Effat i Hegazy, 2012; Zelenovic Vasiljevic i sar., 2012; Arkoc, 2013; Afzali i sar., 2014; Bahrani i sar., 2016; Chabuk i sar., 2016; Djokanović i sar., 2016*) jasno je da su ovi kriterijumi veoma značajni za razvoj MCDM metode, ali da se zasnivaju na raspolaganju velikom količinom podataka. Zbog dostupnosti podataka, velikog broja neuređenih deponija i potrebe za sveobuhvatnijem pristupu procene rizika, odnosno uticaja, predlaže se upotreba kriterijuma „Osetljivost podzemne vode“, koji u tu svrhu korišćen od strane Ubavin i sar. (2017) (opis u poglavlju 2.3.2.), jer podrazumeva više faktora: nagib terena, tip zemljišta, debljina povlatnog sloja, nivo podzemne vode i hidrološke karakteristike terena (*Milanovic i sar., 2010*).

2.3.2.1.14. Kriterijum Vegetacija

Vegetacija podrazumeva sve biljne vrste na posmatranoj teritoriji. U pogledu uticaja deponije na životnu sredinu, vegetacija ima višestruku ulogu: učestvuje u evapotranspiraciji, sprečava kretanje lakih frakcija otpada i prašine pod dejstvom vetra, poboljšava strukturnu stabilnost, predstavlja zaštitnu meru od poplava i klizišta, kontroliše eroziju i poboljšava kontrolu procedne vode i deponijskog gasa (*Keesstra i sar., 2018*). Prema Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) duž regulacione linije deponije zahteva se podizanje vegetacionog zaštitnog pojasa u cilju sprečavanja podizanja i raznošenja lakih frakcija otpada i prašine sa deponije na veća rastojanja i smanjenja aerozagađenja, koji ujedno ima i vizuelno-estetsku ulogu, a u skladu sa posebnim propisima i uslovima nadležnih organa i institucija, kao i sa uslovima definisanim ovom Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010).

Pored uloge zaštite, vegetacioni pokrivač se koristi i za rekultivaciju zatvorene deponije, ili zatvorene sekcije deponije (*Wang i sar., 2022*). Konačni gornji prekrivni sloj treba da sadrži i gornji rekultivacioni sloj koji je pogodan za rast biljnih vrsta, a prednost se daje autohtonim vrstama (*Vaverková i sar., 2019*). Strategije rekultivacije i obnavljanja koje se zasnivaju na prirodnim procesima i ciklusima su u skladu sa održivim razvojem, jer koriste prirodne tokove materije i energije, lokalne resurse i prate sezonske i vremenske promene ekosistema (*Townsend i sar., 2015*). Pored toga, vegetacija predstavlja i prostorno-vremenski indikator zagađenja koji pomaže upravljanju deponijama. Ovaj metod monitoringa (biomonitoring) je jednostavan, brz i ekonomski isplativ, ali je ograničen životnim vekom biljnih vrsta koje se koriste za monitoring i ne postoji dovoljno podataka koje bi olakšalo dizajn biomonitoringa.

Na osnovu dostupne literature ne postoje podaci o klasifikaciji parametra vegetacija, osim u ekološkom smislu vrsta (autohtone, alohtone, invazivne, korovske vrste, itd.) koje su prisutne na teritoriji (*Vaverková i sar., 2019*). S obzirom da vegetacija ima višestruku ulogu u zaštiti životne sredine od zagađenja koje se emituje sa deponije, postoje poteškoće u univerzalnoj

klasifikaciji ovog kriterijuma. Kako je prisustvo vegetacije dobar indikator zagađenja zemljišta (*Gadzala-Kopciuch i sar., 2004*), ovaj kriterijum se potencijalno može koristiti kao pod-kriterijum za opisivanje kvaliteta zemljišta.

2.3.2.1.15. Kriterijum Količina padavina

Padavine predstavljaju glavni faktor koji uslovljava hidrogeološki ciklus, ekologiju i korišćenje zemljišta na datom regionu. Definišu se kao voda, u tečnom ili čvrstom stanju, koja pada na površinu zemlje. Padavinama uvek prethode procesi kondenzacije ili sublimacije, ili kombinacija ova dva. Stepin infiltracije padavina uslovljen je procesima spiranja, transpiracije i evapotranspiracije. Postoji više načina izražavanja količine padavine, ali najčešće i najlakše se izražava u vidu mm u datoj jedinici vremena (sat, dan, mesec, godina itd.) (*Bryant, 1997*). Količina padavina koja posle ovih procesa ostaje na deponiji dolazi u kontakt sa otpadom usvajajući rastvorljive materije iz otpada čime dolazi do kontaminacije. Ovako kontaminirana voda naziva se procedna voda (*Pazoki i Ghasemzadeh, 2020*). Karakteristike procedne vode opisane su u poglavlju 2.2., a kretanje procedne vode na teritoriji deponije slikovito je prikazano na slici 6.

Prekomerne padavine predstavljaju jedan od operativnih rizika deponije, iz razloga što povećavaju produkciju procedne vode koja ima potencijal za kontaminaciju svih medijuma životne sredine (*Hussein i sar., 2021*). Sa druge strane, u sušnim oblastima sa nedostatkom padavina otpad na deponiji obično ima mali sadržaj vlage, a količina procedne vode koja se izdvaja je ograničena, što ograničava pojedine biohemijske reakcije (*Al-Yaqout i Hamoda, 2003*). Osim uticaja na količinu procednih voda, padavine utiču i na sastav procednih voda (*Pazoki i Ghasemzadeh, 2020*), što je naročito slučaj za novije deponije (*Hussein i sar., 2021*).

Evropska Direktiva o deponijama (1999/31/EC) i nacionalna Uredba o odlaganju otpada na deponije ("Sl. Glasnik RS", br. 92/2010) nalažu monitoring količine padavine na deponiji i širem regionu, što predstavljaju potencijalne informacije za klasifikaciju deponija prema ovom kriterijumu. Prema Uredbi o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine i prioriteta za sanaciju i remedijaciju ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010), kao jedan od faktora procene kategorije ugroženosti, koristi se parametar količina padavina (godišnje padavine). Količina padavina određuje količinu vode koja će nakvasiti tlo, pri čemu veće izlužene količine imaju veći uticaj na okolinu. Vodozahvati sa velikom hidrauličnom propustljivošću mogu prenositi zagađivače velikom brzinom na velike udaljenosti, na primer rastvoreni krečnjak, stene sa puno naprslina i pukotina ili naslage šljunka. Ovaj kriterijum u Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) klasifikuje se prema godišnjim padavinama kao što je prikazano u tabeli 2 (poglavlje 2.1.1.). U Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) se takođe navodi da se kao izvor podataka o godišnjim količinama padavina koriste izveštaji o padavinama razmatranih područja, pri čemu se predlaže korišćenje 30-to godišnje srednje vrednosti padavina radi izvršenja procene.

U Pravilniku o Nacionalnoj listi indikatora zaštite životne sredine ("Sl. glasnik RS", br. 37/2011) definisan je indikator "Godišnja količina padavina" u okviru tematske celine 1. Vazduh i klimatske promene. Prema ovom Pravilniku godišnja količina mora se redovno pratiti kao jedan od najvažnijih elemenata klime utičući na sve komponente životne sredine, i računa se iz podataka o dnevnim/mesečnim/godišnjim količinama padavina za pojedinačnu godinu.

Autori Ubavin i sar. (2017) takođe su koristili ovaj kriterijum za razvoj modela za prioritizaciju deponija za zatvaranje i/ili sanaciju, opravdavajući izbor kriterijuma kao dominantnog faktora koji utiča na količinu procedne vode u normalnim uslovima. Opis načina upotrebe ovog kriterijuma od strane autora Ubavin i sar. (2017) dat je u poglavlju 2.3.2.

Autor Calvo (2003) izvršio je klasifikaciju ovog kriterijuma za razvoj modela za klasifikaciju deponija na osnovu njihovog uticaja na životnu sredinu. Klasifikacija kriterijuma u ovom modelu izvršena je prema potencijalu uticaja na životnu sredinu u odnosu na padavine:

- >700 mm/god: veoma jako - prouzrokuje probleme usled perkolacije velike količine tečnosti koju stvaraju padavine;
- 500 - 700 mm/god: jako - usled intenzivnih padavina;
- 400 - 500 mm/god: srednje;
- 300 - 400 mm/god: malo;
- <300 mm/god: veoma malo.

Na osnovu prethodnih zapažanja i pregledom literature ustanovljeno je da je kriterijum „količina padavina“ neizostavan u razvoju modela za prioritizaciju deponija za zatvaranja i sanaciju na osnovu procene uticaja na životnu sredinu. Klasifikacija ovog kriterijuma izvršiće se na osnovu odredbi zakonske regulative iz oblasti upravljanja otpadom i zapažanja drugih autora sličnih modela. Da bi se izvela klasifikacija neophodni su podaci o godišnjim količinama padavina koji su dostupni u bazi podataka Republičkog hidrometeorološkog zavoda Srbije (https://www.hidmet.gov.rs/latin/meteorologija/klimatologija_godisnjaci.php).

2.3.2.1.16. Kriterijum Rizik od poplave

Poplave se dešavaju kada se velika količina vode, u vezi sa vremenskim pojavama, akumulira na manjem području prelazeći prirodne ili veštačke prepreke. Poplave se mogu pojaviti naglo ili sporo i postepeno. Nagle poplave se javljaju usled jakih naleta vode koja potiče od intenzivnih padavina (obično oluja). Spore, postepene poplave se javljaju preticanjem kapaciteta vodotokova kao rezultat dospevanje (ili ispuštanja) velike količine vode (obično dugotrajnih padavina) (Kiss, 2019).

Emisija zagađenja sa deponija usled normalnih operativnih uslova je relativno dobro poznato, dok su procesi oslobađanja zagađenja sa deponija usled poplava nedovoljno istraženi. Tokom poplava telo deponije biva prezasićeno vodom što kao rezultat ima mobilizaciju veće količine polutanata, jer prisustvo vode intenzivira procese razlaganja i transporta. Višak vode na deponiji može da prouzrokuje i probleme strukturno-mehaničke stabilnosti, što može dovesti do mobilizacije otpada (Laner i sar., 2009). Prilikom odabira lokacije i dizajna deponije potrebno je poznavati stanje površinskih voda u datom regionu (Gandolla i sar., 1979), jer greške pri donošenju ovih odluka mogu prouzrokovati:

- odnošenje otpada putem kanala vode nastalih usled poplava,
- stvaranje prioritetnih puteva kretanja procednih voda do površinskih voda,
- pojačano generisanje procednih voda,
- velike ekonomske štete,
- zasićenje kapaciteta deponije i
- nestabilnost objekata i sistema na deponiji (Laner i sar., 2009).

Kao mere sprečavanja i odbrana od poplava obično se radi pošumljavanje područja, izgradnja rezervoara za prihvatanje vode i izgradnja nasipa. Drugi način da se izbegnu štete od poplava je odabir odgovarajuće lokacije deponije, koja nije u zoni rizika od poplava (*Townsend i sar., 2015*). Ovo je takođe navedeno i kao zahtev u EU Direktivi o deponijama (1999/31/EC) i nacionalna Uredba ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010). Na mestima gde postoji rizik od poplava potrebno je podići dno deponije na visinu od najmanje 1 m od maksimalnog nivoa poplave. Autori Ubavin i sar. (2017) su takođe prepoznali značaj pojave poplava za procenu stanja deponija sa aspekta zaštite životne sredine, zbog čega su za buduća istraživanja predložili inkorporaciju ovog kriterijuma u MCDM model za prioritizaciju deponija.

Prema EVIAVE metodologiji klasifikacija ovog parametra je definisana prema udaljenosti deponije od zone rizika od poplava, za šta je neophodno prethodno izvršiti kartiranje zone poplava. Predložena klasifikacija prema ovoj metodologiji je sledeća:

- Ukoliko je deponija u plavnom području, onda se dodeljuje vrednost 3;
- Ukoliko deponija nije u plavnom području, ali se nalazi u blizini istog (u radijusu od 500 metara), onda se dodeljuje vrednost 2;
- Ukoliko deponija nije u plavnom području i ne nalazi se u blizini istog (na većoj udaljenosti od 500 m) dodeljuje se vrednost 0 (*Zamorano i sar., 2006*).

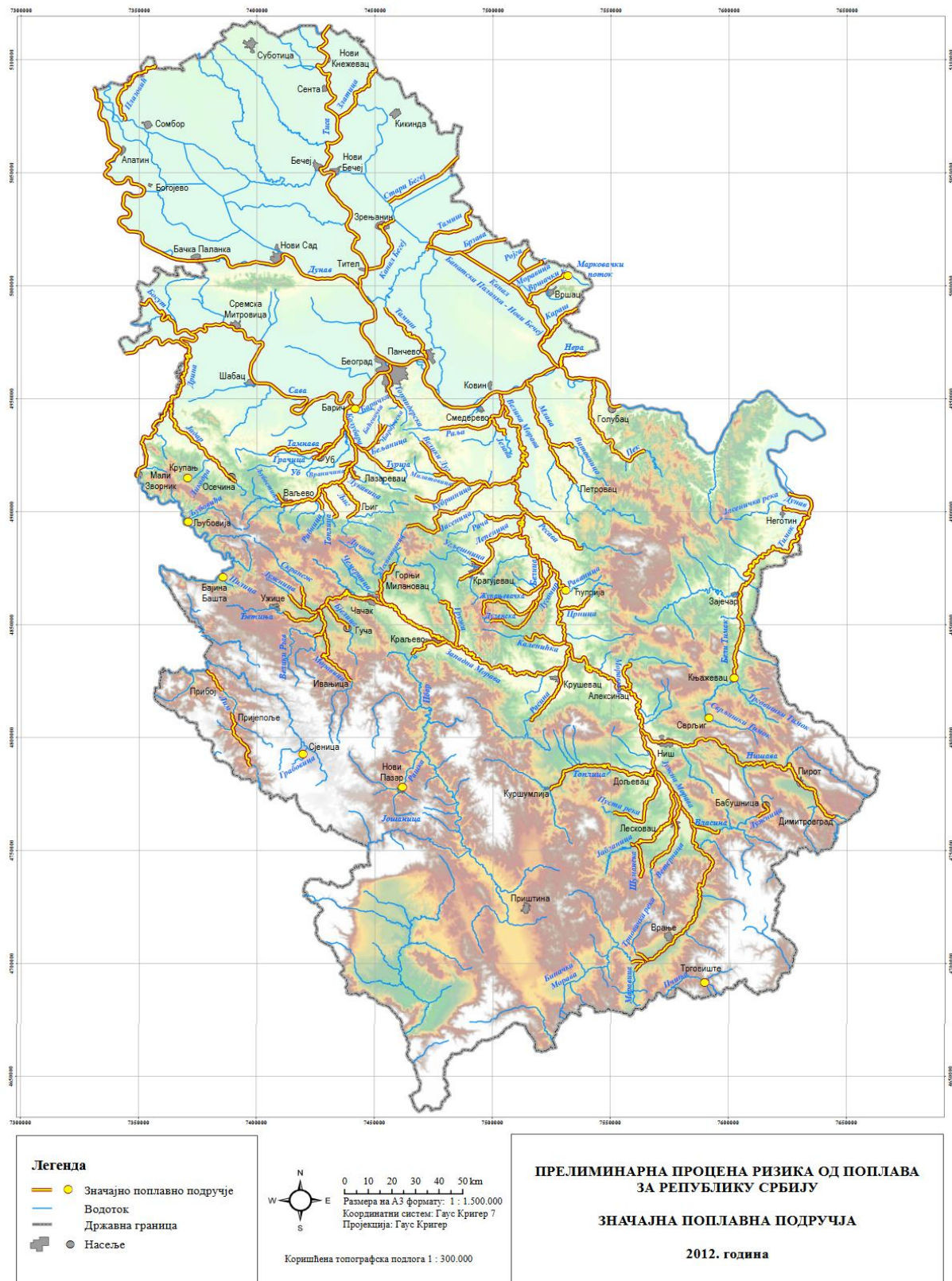
Podaci o plavnim područjima u Republici Srbiji je oskudno, ali postoji preliminarna procena rizika od poplava koju je izradilo Ministarstvo, Republička direkcija za vode, u skladu sa Zakonom o vodama, Pravilnikom o utvrđivanju metodologije za izradu preliminarne procene rizika od poplava kao i Evropskom direktivom o proceni i upravljanju rizicima od poplava, 2007/60/EC. Karta koja je rezultat ove preliminarne procene rizika od poplava prikazana je na slici 17 i predstavlja jedinu pravu kartiranu osnovu za klasifikaciju ovog kriterijuma.

Prema Uredbi o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine i prioriteta za sanaciju i remedijaciju ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010), za rangiranje rizika definisan je faktor procene „potencijal plavljenja“ u zavisnosti od potencijala za pojavom poplava u određenom vremenskom intervalu, a sa sledećim bodovanjem:

- 1 u 2 godine (0,5 boda),
- 1 u 10 godina (0,3 boda),
- 1 u 50 godina (0,1 bod),
- faktoru procene dodeliti vrednost 0 ako lokacija nije u plavnom području.

Potencijal ispuštanja velikih količina i koncentracija zagađivača u površinske vodene tokove u kratkom vremenskom periodu biće uslovljen potencijalom plavljenja vodenog toka u blizini lokacije od interesa. Prema Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010), podatke potrebne za određivanje faktora procene prema potencijalu plavljenja predlaže se upotreba objavljenih podataka, kao što su mape plavljenja ravničarskih oblasti ili potencijal plavljenja (npr., prolećno ili brdsko oticanje), kao i izveštaje službi za očuvanje okoline u cilju procene potencijala plavljenja u neposrednoj blizini vodenih tokova (i to oba gradijenta: gornji i donji).

Kako poplave utiču na oslobađanje zagađenja sa deponije na sve medijume životne sredine, ovaj kriterijum je neophodno koristiti za procenu uticaja deponija na životnu sredinu.



Slika 17. Karta preliminarne procene rizika od poplava za Republiku Srbiju (Ministarstvo poljoprivrede, šumarstva i vodoprivrede, Republička direkcija za vode)

2.3.2.1.17. Kriterijum Rizik od zemljotresa (Seizmički rizik)

Mehanička stabilnost deponije je u funkciji odnosa između sila koje utiču na pomeranje mase otpada na deponiji (kinetičke ili one koje izazivaju gravitacione sile) i strukturnog integriteta materijala koji sačinjava deponiju. Sile koje izazivaju gravitaciono kretanje mase otpada na deponiji obuhvataju i one koje izazivaju seizmičke vibracije koje zatim mogu manje ili više uticati na sisteme za sakupljanje procedne vode, sisteme za ekstrakciju deponijskog gasa, strukturu gornjih prekrivnih slojeva na deponiji, urušavanje otpada, itd. Iz tih razloga dizajn deponije u pogledu seizmičkog rizika ima veoma značajnu ulogu u zaštiti životne sredine (Krishna, 2009; Pinto, 2010). Sa druge strane, odabir lokacije koja ispoljava manji seizmički rizik predstavlja preventivnu meru, zbog čega mnogi autori daju veći značaj odgovarajućem odabiru lokacije deponija (Aryampa i sar., 2021; Al-Khersan i sar., 2022; Feng i Chang, 2023).

Prema Evropskoj EU Direktivi o deponijama (1999/31/EC) pri određivanju lokacije deponije potrebno je uzeti u obzir inženjersko-geološke, geotehničke, hidrogeološke i seizmičke uslove na posmatranom području. Uredbom o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) definisane su procedure za sigurnosnu procenu podzemnih skladišta otpada, koje uključuju i seizmičke procene koje se vrše na osnovu mikrosezmičke rejonizacije, a ako je to potrebno i seizmičkim ispitivanjima terena, kojima se utvrđuje geološko-tektonski sklop terena, odnosno neotektonske karakteristike područja.

U literaturi se mogu pronaći različiti načini klasifikacije magnitude zemljotresa. Najpoznatija klasifikacija je onu koju je 1935 godine definisao američki seizmolog i fizičar Čarls Rihter, poznatu kao Rihterova skala. Rihterova skala sastoji se od vrednosti brojeva koji se kreću od manje od 0 do više od 8,5. Na ovoj skali ne postoji tačno zadati minimum ili maksimum (Pinto, 2010; Beroza i Kanamori, 2015), ali je najjači evidentiran zemljotres imao procenjeni intenzitet 9,5 prema Rihterovoj skali (Kanamori i Cipar, 1974). Zemljotresi magnitude manje od 2 predstavljaju slabije koje se obično mogu detektovati ljudskim čulima, dok instrumenti mogu detektovati vibracije zemljotresa na magnitudi od čak -3 Rihterove skale. Vrednost magnitude zemljotresa prema Rihterovoj skali određuje se pomoću uređaja koji se naziva seizmograf, pri čemu se dobija seizmogram na logaritmičkoj skali određenoj na osnovu računanja logaritma horizontalne amplitude najvećeg pomeraja i nulte amplitude. Stvarna destruktivna moć zemljotresa, osim energije izražene magnitudom, zavisi od više različitih faktora poput udaljenost od epicentra i karakteristika geološkog materijala (Beroza i Kanamori, 2015).

U Republici Srbiji još uvek je važeći Pravilnik o tehničkim normativima za izgradnju objekata visokogradnje u seizmetičkim područjima ("Sl. list SFRJ", br. 31/81, 49/82, 29/83, 21/88 i 52/90), prema kome se seizmetička opasnost u pojedinim područjima ocenjuje prema seizmološkim kartama, a klasifikacija zavisi od tipa objekta koji se gradi.

Pregledom zakonodavstva iz oblasti rizika od zemljotresa moguće je izvesti klasifikaciju ovog kriterijuma. Evrokod 8 (Projektovanje seizmički otpornih konstrukcija) definiše različite zone seizmičkog hazarda. Seizmički hazard se predstavlja preko maksimalnog horizontalnog ubrzanja - PGA (JRC, 2012). Ova vrsta zoniranja, odnosno klasifikacije odgovara EN 1998-1:2004 standardu, odnosno SRPS EN 1998-1:2015 standardu. Dodatno, Španija je usvojila Direktivu o standardima građevinskih objekata otpornih na zemljotres (Real Decreto 997/2002) (Ivorra i Brebbia, 2018), koja takođe podržava klasifikaciju seizmičkog rizika na osnovu zoniranja prema parametru maksimalno horizontalno ubrzanje. Klasifikacija na osnovu prethodno pomenutih dokumenata može se prilagoditi za klasifikaciju kriterijuma „Rizik od

zemljotresa“. Za klasifikaciju ovog kriterijuma neophodne su karte maksimalnog horizontalnog ubrzanja, koje su izrađene i dostupne za Republiku Srbiju (*Republički seizmološki zavod Srbije, 2018*). Ove karte maksimalnih vrednosti horizontalnog ubrzanja su izrađene u skladu sa zahtevima Evrokoda 8 (EN1998-1). Pod terminom maksimalne vrednosti horizontalnog ubrzanja podrazumevaju se vršne vrednosti horizontalnog ubrzanja, odnosno najveće apsolutne vrednosti horizontalnog ubrzanja tla. U skladu sa zahtevima Evrokoda 8, teritorija Srbije je podeljena na zone u kojima je usvojeno da je seizmički hazard konstantan i prikazanje jednom (maksimalnom) vrednošću ubrzanja za celu zonu, odnosno jednom bojom na karti. Mesta koja se nalaze na samoj granici zona pripadaju zoni sa većom vrednosti ubrzanja. Karta koja se može koristiti za klasifikaciju ovog kriterijuma prikazana je na slici 18.

2.3.2.1.18. Kriterijum Intenzitet vetrova

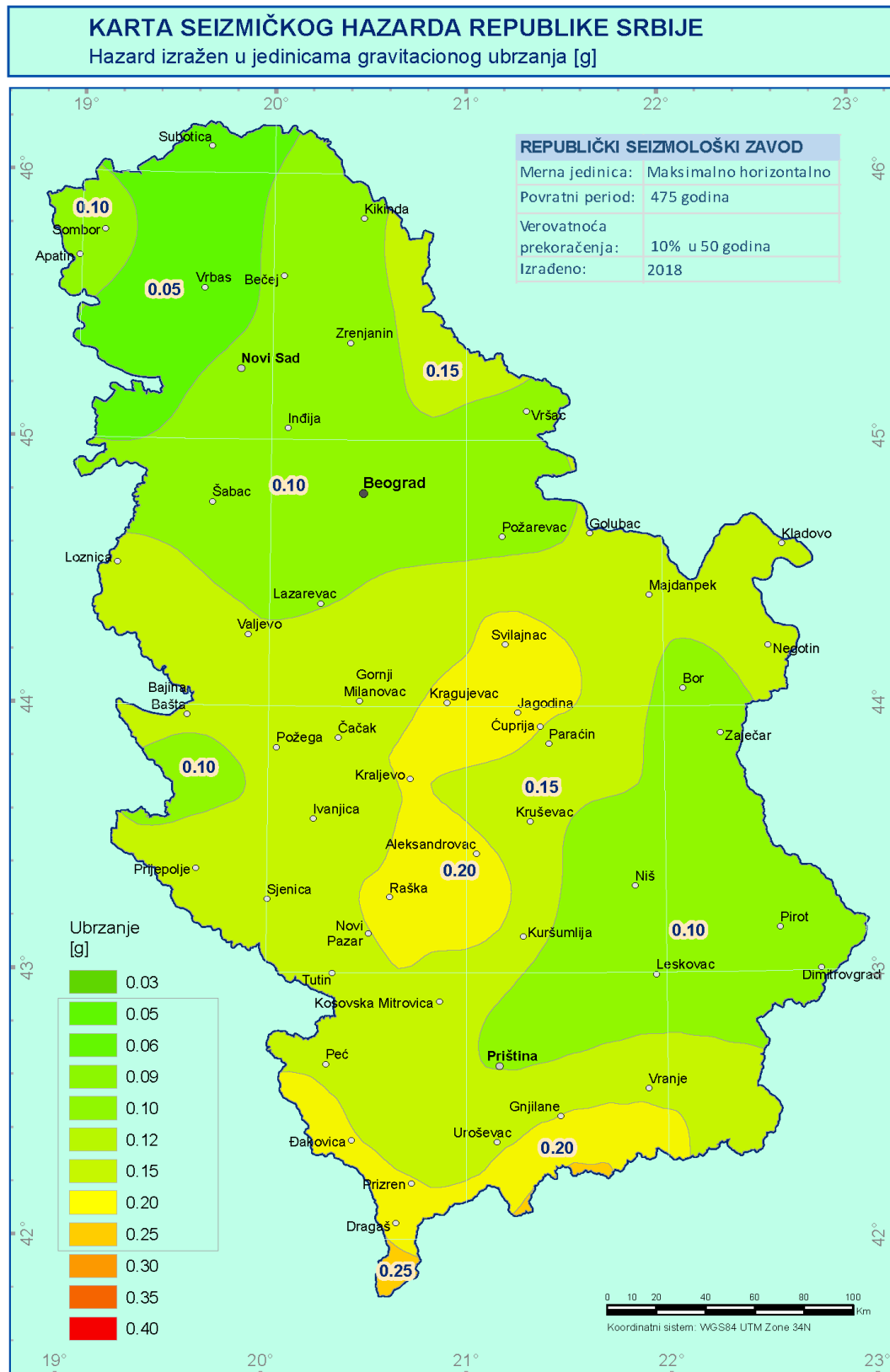
Vetar kao pojava utiče na migraciju/disperziju polutanata, prašine, mirisa, lakih frakcija otpada i finijih frakcija zemljišta (*Chen i Kao, 2008; Pasalari i sar., 2019*). Vetar predstavlja vektorsku veličinu, što znači da ima pravac kretanja i brzinu (*Hasse, 2003*). Na osnovu eksperimentalnog modela, autori Carpentieri i sar. (2004) dokazali su da intenzitet vetrova direktno proporcionalno utiče na oslobađanje zagađenja sa deponije. Drugim studijama je dokazana pozitivna korelacija između intenziteta vetrova (brzine kretanja vazduha) i povećanja emisije metana nizvodno od smera kretanja vazduha (*Börjesson i Svensson, 1997; Delkash i sar., 2016; Abdel-Shafy i Mansour, 2018; Gollapalli i Kota, 2018; Taylor i sar., 2018*). Na osnovu rezultata ovih studija može se zaključiti da je emisija zagađenja u vazduh sa deponije u funkciji brzine kretanja vazduha, odnosno intenziteta vetrova, što nadalje utiče na povećanu depoziciju čestičnih materija iz vazduha na zemljište i površinske vode.

Prema Uredbi o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) potrebno je voditi računa da lokacija deponije bude pogodna u odnosu na ružu vetrova, učestalost i brzinu vetra sa maksimalnom, minimalnom i aritmetičkom sredinom i tišinom. Međunarodno udruženje za čvrst otpad (International solid waste association, ISWA) kroz svoje smernice razmatra efekte pravca i brzine vetrova. Deponija treba da se locira suprotno od naseljenog mesta u odnosu na smer kretanja vetra (*ISWA, 2019*).

Statistička obrada podataka o smeru kretanja vetrova se obično prikazuje kao lokalna ruža vetrova, prikazano u 8 različitih pravaca. Autori Kontos i sar. (2005) su razvili metodu određivanja pogodne lokacije za izgradnju deponije, pri čemu su kao jedan od kriterijuma definisali smer (orijentaciju) vetra. Ovaj kriterijum zasnovan je na frekvenciji vetrova različitih smerova, odnosno podacima godišnjih srednjih vrednosti. Na primer, područja pod uticajem vetrova sa svih orijentacija (ravničarski regioni) su ocenjeni sa najgorom ocenom. Postoje ograničenja ovakve klasifikacije ovog kriterijuma, zbog dostupnosti podataka za ceo ispitivani region, čime se predlaže upotreba i drugog oblika klasifikacije kao su brzina vetra ili odnosno gustina jačine vetra.

Pored Boforove skale postoje i druge različite klasifikacije brzine vetrova prema različitim autorima, koje su sumarno prikazane u tabeli 9. Za klasifikaciju ovog kriterijuma mogu se koristiti klasifikacije prikazane u tabeli 9, i dostupni podaci Republičkog hidrometeorološkog zavoda Republike Srbije (<http://www.hidmet.gov.rs>) i Instituta za multidisciplinarna

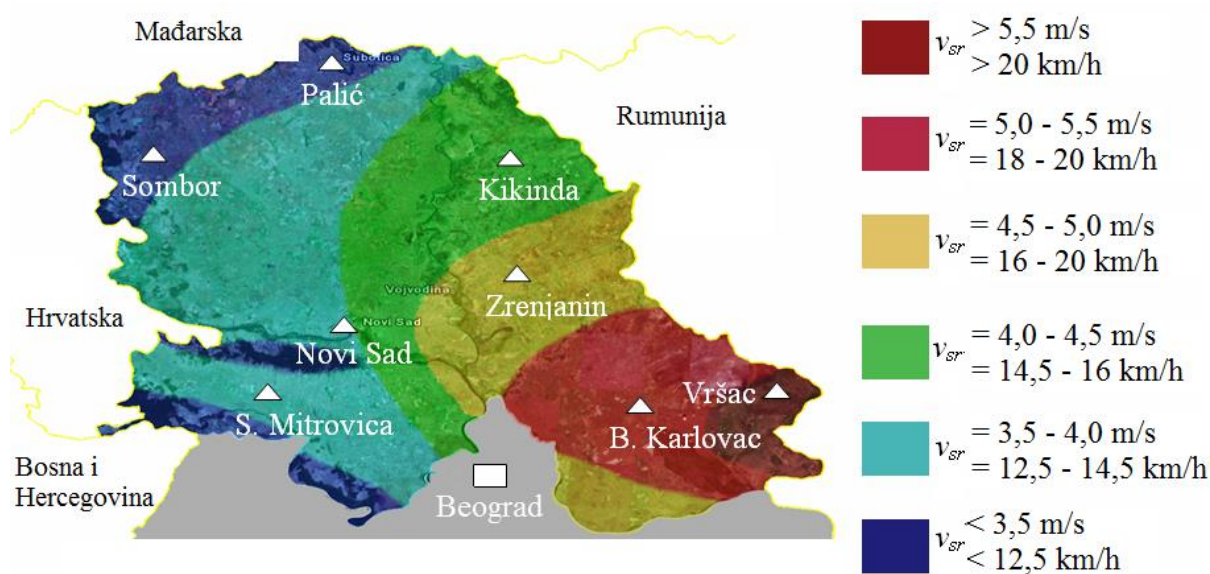
istraživanja (*NPEE, 2004*). Primer karte koja može služiti kao podloga za određivanje vrednosti ovog kriterijuma za teritoriju AP Vojvodine je prikazana na slici 19.



Slika 18. Karta seizmičkog hazarda Republike Srbije (Republički seizmološki zavod Srbije, 2018)

Tabela 9. Klasifikacija brzine vetra

Izvor	Klasa	Opseg brzine vetra [km/h]
Ledesma, 2000	Mirno	≤ 5
	Povetarac	6 - 20
	Umeren vetar	21 - 40
	Jak vetar	41 - 70
	Olujni vetar	71 - 120
	Orkan	> 120
Calvo i sar., 2005	Slab i umereno jak intenzitet	< 5
	Jak intenzitet	5 - 28
	Veoma jak intenzitet	> 29
Vegara, 2008	Klasa 1 (tišina)	< 5
	Klasa 2 (povetarac)	5 - 20
	Klasa 3 (umeren vetar)	20 - 40
	Klasa 4 (olujni vetar)	40 - 70
	Klasa 5 (žestoka oluja i orkan)	> 70



Slika 19. Prosečna godišnja brzina vetrova na teritoriji AP Vojvodine izmerena na visini od 50 m (Đurišić i sar., 2007)

2.3.2.1.19. Kriterijum Osetljivost podzemnih voda

Podzemna voda na teritoriji deponije predstavlja receptor zagađenja (EPA, 2007). Vertikalno kretanje sa površine zemljišta do podzemne vode predstavlja jedan od dominantnih puteva kretanja zagađenja (Jones-Lee i Lee, 1993; Culhane i sar., 2012; Han i sar., 2016; Sharma i sar., 2018; Ančić i sar., 2020) i stoga predstavlja veoma važan kriterijum procene uticaja deponije na životnu sredinu.

Prema EPA dobroj praksi (EPA, 2007) osetljivost podzemne vode određuje se na osnovu debljine sloja zemljišta i njegovog koeficijenta vodopropustljivost (npr. pesak i šljunak iskazuju visoku osetljivost podzemne vode, dok treset iskazuje malu osetljivost, a gline veoma malu osetljivost). Na osnovu saznanja o debljini zemljišnog sloja i vodopropustljivosti geološkog materijala ova metodologija klasifikuje osetljivost podzemne vode od 0,5 (mala osetljivost) do 3 (ekstremna osetljivost). Ovaj pristup podrazumeva postojanje mapa regiona koji se ispituje sa podacima o debljini zemljišnog sloja od podzemne vode do otpada, kao i koeficijenta vodopropustljivost geološkog materijala.

Hidrogeološke karakteristike izdani uslovljavaju stepen migracije kontaminanata sa deponije u podzemne vode. Deponije koje se nalaze na područjima visokih podzemnih voda i tipova zemljišta sa visokom vodopropustljivošću predstavljaju značajan rizik, kako za podzemnu vodu tako i za samo zemljište i površinske vode, što je uslovljeno oslobađanjem i kretanjem procedne vode (Sharma i sar., 2018). Različiti autori predlažu različite metode procene osetljivosti (podložnosti zagađenju) podzemne vode, pri čemu se kao najčešće korišćene izdvajaju sledeće metode: DRASTIC (Shirazi i sar., 2012), ERIC (Doerfliger i sar., 1999), PI (Goldscheider i sar., 2000) i COP (Vias i sar., 2006). Postoje i mnogobrojne druge manje poznate ili lokalno adaptirane metode, koje se razlikuju po broju ulaznih parametara, kao i odabiru parametra koje koriste (Vegara, 2008; Ubavin i sar., 2017).

Uzimajući u obzir da je osetljivost podzemne vode u funkciji debljine zemljišnog sloja od površine (deponije) do izdani (podzemne vode) klasifikaciju ovog kriterijuma moguće je izvesti i kombinacijom dva faktora iz Uredbe o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010), i to:

- Debljina graničnog sloja do zahvata od interesa:
 - 3 m ili manje (1,5 bodova);
 - od 3 do 10 m (1 bod);
 - više od 10 m (0 bodova);
- Hidraulična propustljivost graničnog sloja vodozahvata:
 - manje od 10^{-6} cm/sec (1,5 bodova);
 - od 10^{-4} do 10^{-6} cm/sec (1 bod);
 - više od 10^{-3} cm/sec (0 bodova).

Ova klasifikacija zasniva se na činjenici da debljina ograničavajućeg sloja (npr. glina i škriljac) između zagađivača i nekog vodenog sloja od interesa utiče na razblaživanje zagađenja, pa prema tome i na količinu zagađenja koje dospeva u vodeni sloj. Brzina migracije zagađenja kroz granični sloj utiče na razblaživanje i na zadržavanje zagađenja u vodozahvatu.

Ubavin i sar. (2017) koristili su IZDAN metodu za procenu osetljivosti podzemne vode, opisanu u poglavlju 2.3.2. Konačni rezultat IZDAN metode jeste karta prikazana na slici 20 sa rangiranim indeksima osetljivosti podzemne vode označenim u zonama odgovarajućih vrednosti ovog indeksa (Milanović i sar., 2010). Ubavin i sar. (2017) su zaključili da je IZDAN metoda pogodna za klasifikaciju ovog kriterijuma, pri čemu su koristili GPS koordinate lokacija deponija da bi odredili tačne vrednosti indeksa osetljivosti za ispitivane deponije. Iz tog razloga ovakav pristup klasifikacije kriterijuma „Osetljivost podzemne vode“ je vrlo pogodan za MCDM metodu.

2.3.2.1.20. Kriterijum Upotreba podzemne vode

Podzemna voda jeste voda koja se nalazi u granicama geoloških celina koje se nazivaju akviferi ili izdani. Svaki akvifer opisuje se različitim karakteristikama, od koji su najvažnije granice postojanja (padine, povlate), geomorfološki sastav, trodimenzionalna geometrija, prinos i oticanje (bilans), tip (zaštićen, slobodni, plitki, duboki), itd. Geološki materijal od kojeg se sačinjena izdan predstavlja manje ili više poroznu sredinu (*Ge i Gorelick, 2019*) čije karakteristike određuju stepen migracije deponijske procedne vode, a samim tim i kretanje zagađenja (*Jones-Lee i Lee, 1993*).

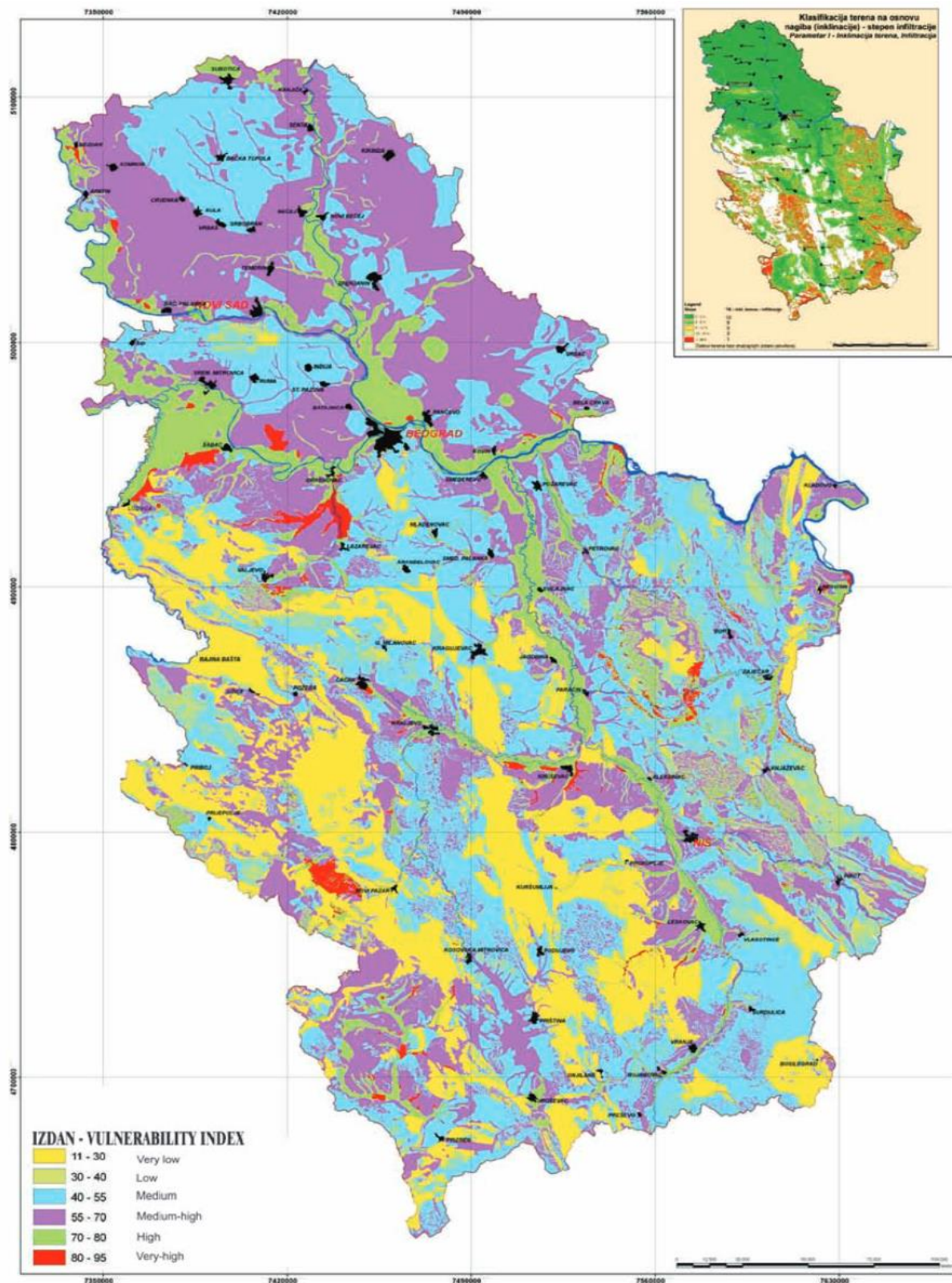
Evropska Direktiva o vodama (2000/60/EC) i Zakon o vodama ("Sl. glasnik RS", br. 30/2010, 93/2012, 101/2016, 95/2018 i 95/2018 - dr. zakon) definišu podzemne vode kao vode koje su ispod površine zemlje u zoni zasićenja i u dodiru sa površinom zemlje ili potpovršinskim slojem, dok akvifer definišu kao potpovršinski sloj ili slojeve stenske mase ili drugih geoloških sredina dovoljne poroznosti i propustljivosti da omoguće kvantitativno značajan protok podzemne vode ili zahvatanje značajnih količina podzemne vode. Izvori podzemne vode su najčešće padavine (kiša, sneg i grad) koje se proceduju (infiltriraju) kroz zemljište i akumuliraju u porama, pukotinama i procepima propustljivog materijala koji ima određeni kapacitet zadržavanja i izmene vode. U akviferu se podzemna voda zadržava određeno (obično duže) vreme odakle se ona eksploatiše.

Uredba o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine i prioriteta za sanaciju i remedijaciju ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) kategorise rizik od zagađenja podzemne vode naročito visokim ako se ta podzemna voda koristi za vodosnabdevanje stanovništva pijaćom vodom. Na sličan način, EPA dobra praksa (*EPA, 2007*) takođe uzima u obzir upotrebu podzemne vode i definiše je najrizičnijom ukoliko se ona koristi za javno vodosnabdevanje, što predstavlja rizik po ljudsko zdravlje, zbog čega je potrebno odrediti udaljenost deponije od izvora vode za piće.

Za rangiranje deponija prema proceni uticaja na životnu sredinu, autori Lolos i sar. (2007) koristili su podzemnu vodu kao jedan od najvažnijih receptora zagađenja na teritoriji, pri čemu su rizik okarakterisali najvećim onda kada se voda koristi za vodosnabdevanje stanovništva. Prema autorima EVIAVE metodologije (*Calvo i sar., 2005*) podzemna voda se posmatra kao jedan od receptora zagađenja, pri čemu su definisane kategorije rizika prema upotrebi podzemne vode (za vodosnabdevanje stanovništva pijaćom vodom, upotreba u poljoprivredi, upotreba u industriji, druge namene, i nema ljudsku upotrebu) i njenom smeru kretanja. Na osnovu značaja upotrebe vode za kretanje zagađenja, kako u podzemnu vodu (eksploatacijom podzemne vode povećava se kinetička energija u inače relativno pasivnom sistemu), tako i izvan njega, ovaj kriterijum može pronaći primenu u MCDM modelu.

Mnogobrojne studije ukazuju na uticaj deponije (deponijske procedne vode) na degradaciju kvaliteta podzemne vode (*Jones-Lee i Lee, 1993; Mor i sar., 2006; Culhane i sar., 2012; Li i sar., 2012; El-Salam i Abu-Zuid, 2015; Han i sar., 2016; Krčmar i sar., 2018; Sharma i sar., 2018; Ololade i sar., 2019; Tenodi i sar., 2019; Tenodi i sar., 2020a; Ančić i sar., 2020*). Ove studije pokazuju da degradacija podzemne vode može biti u tom stepenu da je njena upotreba ograničena, te se ne može koristiti za vodosnabdevanje ili čak navodnjavanje useva, zbog npr. visokih vrednosti elektroprovodljivosti (*Rahim i sar., 2010; Gamar i sar., 2018; Ololade i sar., 2019*). Podzemna voda predstavlja jedan od dominantnih izvora vode za piće, zbog čega njeno zagađenje značajno ograničava njenu upotrebu (*EPA, 2007*). Ovaj kriterijum ima više opisni

(lingvistički) karakter, i definiše važnost podzemne vode kao resursa sa aspekta njene upotrebe bez obzira na kvalitet. Iako ovaj kriterijum ne opisuje kvalitet podzemne vode i uticaj na nju, važan je zbog opšte procene uticaja (*Tenodi i sar., 2019*).



Slika 20. Karta ugroženosti podzemne vode prema indeksu osetljivosti računatog IZDAN metodom (Milanović i sar., 2010)

Prema podacima Evropske Agencije za zaštitu životne sredine (EEA, 1999) podzemna voda se koristi kao glavni izvor za vodosnabdevanje stanovništva vodom i za navodnjavanje poljoprivrednih površina. U proseku 33% podzemne vode se u Evropi koristi za poljoprivredne aktivnosti, 16% za vodosnabdevanje stanovništva, 11% za industrijske potrebe, a 40% za proizvodnju energije. Južni deo Evrope najviše koristi vode za poljoprivredne aktivnosti (75%) i to za navodnjavanje useva. Iako su ovo podaci iz 1999. godine, nakon čega je razvoj modernih tehnologija fokusiran na uštedu vode i energije, procenjuje se da je situacija i danas približno slična. Javno snabdevanje stanovništva Vojvodine vodom orjentisano je isključivo na korišćenje podzemnih voda iz različitih vodonosnih sredina. Prema podacima iz 2009. godine, iz podzemlja Vojvodine zahvata se prosečno 6,8 m³/s podzemne vode, što je približno 214,5 · 10⁶ m³ na godišnjem nivou. Od ukupno zahvaćenih podzemnih voda za javno vodosnabdevanje gradskih naselja i opštinskih centara koristi se 5810 l/s podzemnih voda ili preko 85% od ukupne količine. Za javno snabdevanje vodom za piće seoskih naselja koristi se, po proceni, samo oko 15% od ukupne količine zahvaćenih podzemnih voda oko 1000 l/s. Specifičnost vojvođanskog područja je da su vode resursa koje su trenutno u upotrebi, kvaliteta koji zahteva mnogo složenije tehnološke postupke prerade nego što je to slučaj u većini naselja, zbog čega bi zagađenje usled neadekvatnog upravljanja otpadom dodatno pogoršalo već lošu situaciju (*Strategija vodosnabdevanja i zaštite voda u AP Vojvodini, 2009*).

Upotreba podzemne vode u odnosu na deponiju je u funkciji udaljenosti. Drugim rečima, na većoj udaljenosti od deponije ne očekuje se uticaj deponije (što svakako zavisi od hidrogeoloških karakteristika i eksploatacije podzemne vode), stoga i nije važno u koju svrhu se podzemna voda koristi. Autori EVIAVE metodologije su ograničili kriterijum Upotreba podzemne vode na akvifer koji zahvata i teritoriju podzemne vode (*Calvo i sar., 2005; Zamorano i sar., 2008*). Zagađenje se u podzemnoj vodi kreće rasprostiranjem u vidu perjanice (*eng. plume*), i to u smeru kretanja podzemne vode, što takođe određuje i rizik od upotrebe podzemne vode (*EPA, 2007*). Međutim, autori EVIAVE metodologije su ustanovili da ukoliko ne postoji dovoljno saznanja o karakteristikama akvifera, uslov za udaljenost je 1 km. Drugim rečima, ukoliko na 1 km udaljenosti od deponije u svim pravcima ne postoji upotreba podzemne vode, ovaj kriterijum ima najmanju ocenu, odnosno vrednosti 1 (*Calvo i sar., 2005; Zamorano i sar., 2008*). Autori EVIAVE metodologije definisali su klasifikaciju ovog kriterijuma prikazanu u tabeli 10.

Tabela 10. Klasifikacija kriterijuma upotreba podzemne vode

Klasifikacija	Opis
1	Nema ljudsku upotrebu
2	Upotreba u druge svrhe
3	Upotreba u industriji
4	Upotreba u poljoprivredi
5	Za vodosnabdevanje stanovništva

2.3.2.1.21. Kriterijum Kvalitet podzemne vode

Uticaj deponije na zagađenje podzemne vode opisan je u poglavlju 2.1.2. U okviru Evropske Direktive o vodama (2000/60/EC) definisano je da je potrebno sprovesti aktivnosti u smislu dugoročnog očuvanja kvaliteta podzemne vode kao izvora vode za piće. Tokom druge polovine devedesetih godina prošlog veka Savet je doneo odluke o očuvanju podzemnih voda od

zagađenja hazardnim supstancama i potrebu za integrisanom zaštitom i upravljanje podzemnim vodama, uključujući i obavezan monitoring kvaliteta. Prema ovoj Direktivi (2000/60/EC) cilj je postizanje dobrog statusa svih podzemnih voda. Za podzemnu vodu, pored postizanja dobrog statusa, svako dugoročno povećanje koncentracije polutanata se mora identifikovati i smanjiti ili potpuno sprečiti. Evropska Direktiva o deponijama (1999/31/EC) i Uredba o odlaganju otpada na deponiji ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) definišu potrebu za monitoringom kvaliteta podzemne vode na teritoriji deponije, koji se izvodi u tri faze: uzorkovanje, nadzor i određivanje kritičnih vrednosti. Monitoring podzemnih voda ispod dna deponije i u neposrednoj zoni uticaja deponije mora biti takav da obezbedi informacije o podzemnim vodama koje se mogu zagađiti kao posledica rada deponije. Kao referentne vrednosti za vršenje monitoringa podzemnih voda uzimaju se uzorci pre puštanja u eksploataciju deponije i označavaju kao „nulto stanje“. Uzorci podzemnih voda se uzimaju iz hidrogeoloških objekata (pijezometara, baterija pijezometara ili osmatračkih bunara) iz najmanje tri tačke, a takvog rasporeda da prate kretanje podzemnih voda. Konačan broj mernih objekata definišu hidrogeološki uslovi sredine. Ova ispitivanja uzoraka podzemnih voda se vrše u cilju eventualnog utvrđivanja dešavanja akcidentnih situacija u zaštitnim slojevima deponije, odnosno utvrđivanja zagađenja podzemnih voda. Pored određivanja sastava podzemne vode vrši se i merenje nivoa podzemnih voda.

Mnogi autori u svojim istraživanjima razvoja i upotebe modela procene uticaja deponija na životnu sredinu (EPA, 2007; Lolos i sar., 2005; Sorvari i sar., 2012; Abdolkhaninezhad i sar., 2022) potpuno izostavljaju monitoring kvaliteta podzemnih voda zbog ekonomski zahtevnih procedura uzorkovanja i analize uzoraka, dok pojedini autori, poput de Schueler i Mahler (2011) koriste monitoring kvaliteta podzemne vode samo da se potvrde rezultati metoda klasifikacije deponija. Sa druge strane, za razvoj procene uticaja deponija savremenog dizajna autor Aurinko (2015) podrazumeva da već postoje podaci o kvalitetu podzemne vode i da su oni zadovoljavajućeg opsega. Raniji oblici EVIAVE metodologije (Calvo i sar., 2005; Zamorano i sar., 2006) ne uključuju kvalitet podzemne vode pri klasifikacija deponija, dok adaptirane i korigovane izvedbe ove metodologije (Zamorano i sar., 2008; Zamorano i sar., 2009; Arrieta i sar., 2016; Aryampa i sar., 2021) koriste ovaj kriterijum. Uzimajući u obzir da je prema nacionalnom i međunarodnom zakonodavstvu monitoring podzemnih voda obavezan, a podataka o kvalitetu podzemnih voda, naročito praćenjem parametara koji ukazuju na uticaj deponija (eng. *tracers*) veoma značajan sa aspekta procene uticaja deponija, kriterijum „Kvalitet podzemne vode“ razmotriće se za upotrebu u MCDM modelu.

Kako je već više puta navedeno, postoje mnogobrojne studije koje ukazuju na negativan uticaj deponije na podzemne vode, zbog čega je potrebno uspostaviti monitoring kvaliteta podzemne vode na teritoriji deponije. Određivanje kvaliteta podzemne vode je problematično, zbog odabira odgovarajućih indikatora kojima se utvrđuje antropogeni uticaj (Jones-Lee i Lee, 1993; Mor i sar., 2006; Oman i Junestedt, 2008; Yamakanamardi i sar., 2011). U naučnom radu Talalaj (2014) sumirani su rezultati drugih publikacija u pogledu različitih polutanata u podzemnoj vodi, i njihove veze sa deponijom:

- Organska materija u podzemnoj vodi izražena kao ukupni organski ugljenik (TOC) i BPK₅ predstavlja dobar indikator zagađenja dospelo procednom vodom sa deponije. Organska materija se uobičajeno nalazi u veoma visokoj koncentraciji u procednoj vodi, zbog čega se povećanje sadržaja organske materije u podzemnoj vodi povezuje sa deponijom.

- Teški metali ne predstavljaju odlične indikatore, jer veći deo teških metala ostaje na telu deponije, a samo mala količina (procenjuje se <0,02%) se infiltrira u obliku procedne vode. Samo mala frakcija od ukupno deponovane količine teških metala se ispušta u obliku procedne vode, dok deo te frakcije zaostaje u zemljištu mehanizmima sorpcije i precipitacije.
- Hloridi predstavljaju odlične indikatore, osim u slučaju kada u blizini postoje izvori zagađenja za koje je karakteristična emisija hlorida.
- pH, elektroprovodljivost, ukupne suspendovane materije i ukupne rastvorene materije predstavljaju loše indikatore zagađenja dospelog sa deponije, jer njihove veće vrednosti, ili u slučaju pH i manje vrednosti, mogu biti rezultat drugih izvora zagađenja (npr. veštačka đubriva i septičke jame). Slično važi i za azotna i fosforna jedinjenja.
- Mangan i gvožđe predstavljaju prirodne geološke elemente koji se nativno nalaze u podzemnoj vodi i povećanje njihove koncentracije može ukazati na spiranje matičnih stena ili okolnog geološkog materijala u toku prirodne ili antropogene promene bilansa vode.

Evropska Direktiva o podzemnim vodama (2006/118/EC) i njoj komplementarna nacionalna Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 50/2012) definišu granične vrednosti zagađujućih materija u podzemnim vodama samo za nitrata i aktivne supstance u pesticidima. Iste ove regulative nalažu da se koncentracije polutanata u podzemnoj vodi moraju pratiti uzvodno i nizvodno od mesta izvora zagađenja. Stoga, u slučaju deponije, potrebno je uspostaviti monitoring kvaliteta podzemne vode uzvodno i nizvodno čime bi se odredilo odstupanje od prirodnih koncentracija ispitivanih polutanata.

Druga važna nacionalna regulativa iz ove oblasti je Uredba o programu sistematskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010 i 30/2018) koja definiše remedijacione vrednosti koncentracija opasnih i štetnih materija i vrednosti koje mogu ukazati na značajnu kontaminaciju podzemnih voda. Ove remedijacione vrednosti predstavljaju granicu parametara (polutanata) prema kojima se, ukoliko se pređu, moraju izvršiti odgovarajuće remedijacione tehnike u cilju smanjenja zagađenja. Zbog toga, isključivo ove vrednosti nisu dovoljne da opišu stanje podzemne vode pod uticajem deponije. Postoji grupa regulativa koje definišu granične vrednosti parametara kvaliteta podzemne vode koja se koristi kao izvor vode za piće, i to:

- Pravilnik o higijenskoj ispravnosti vode za piće ("Sl. list SRJ", br. 42/98 i 44/99 i "Sl. glasnik RS", br. 28/2019);
- Evropska Direktiva saveta o kvalitetu vode namenjene za ljudsku upotrebu (EU 1998/83/EC);
- Preporuke Svetske zdravstvene organizacije (WHO) za kvalitet vode za piće (WHO 4. izdanje, 2022).

Granične i maksimalno dozvoljene vrednosti definisane ovim regulativama isključivo se odnose na podzemnu vodu koja se koristi kao voda za piće, međutim pregledom literature ustanovljeno je da se referentne vrednosti iz regulativa o kvalitetu pijaće vode koriste za ocenu kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije (*Mor i sar., 2006; Aderemi i sar., 2011; Nagarajan i sar., 2012; Odunlami, 2012*).

Korišćenjem graničnih, maksimalno dozvoljenih i remedijacionih vrednosti zagađujućih materija u podzemnim vodama mogu se izvesti referentne vrednosti za klasifikaciju kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponija. Pre toga potrebno je pažljivo odabrati odgovarajuće polutante (indikatora) čije koncentracije mogu ukazivati na uticaj deponije. Nakon odabira indikatora zagađenja podzemne vode, potrebno je odrediti kvantitativne opsege koji na reprezentativan način iskazuju intenzitet zagađenja podzemne vode pod uticajem deponije. Ovo je najbolje izvršiti odgovarajućim kvantitacionim metodama, odnosno matematičkim modelima, od kojih se u ovu svrhu najčešće koriste (*Talalaj i Biedka, 2015; Foufou i sar., 2017; Kapelewska i sar., 2019; Baghanam i sar., 2020; Brahim i sar., 2021; Thyagarajan i sar., 2021; Zeng i sar., 2021; El Fadili i sar., 2022; Laskar i sar., 2022; Wu i sar., 2022; Asomaku, 2023; Beinabaj i sar., 2023*):

- **Indeks zagađenja podzemne vode na teritoriji deponije (LWPI)** je prvi put prikazan u radu autora Talalaj (2014). Svrha ovog indeksa je ocena kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije u cilju procene uticaja deponije. Indeks se zasniva na upotrebi tri različite informacije: kvalitet podzemne vode pod uticajem deponije, prirodni kvalitet podzemne vode i kvantitativna povezanost parametara kvaliteta podzemne vode sa deponijom komunalnog otpada (težinski faktor). Zbog toga je primenom ovog indeksa moguće odrediti pogoršanje kvaliteta podzemne vode kao rezultat dominantnog negativnog uticaja deponije.
- Nemerow (1971) je definisao istoimeni, **Nemerow indeks (NPI)** koji se od tada često koristi za ocenu kvaliteta vode ili drugog medijuma životne sredine pod određenim negativnim uticajem. Za razliku od LWPI, određivanje NPI se zasniva na upotrebi dva različita seta podataka: kvalitet podzemne vode pod uticajem deponije i referentne vrednosti parametara korišćenih za definisanje kvaliteta podzemne vode. Metoda ne određuje upotrebu tačno određenih referentnih vrednost, što omogućava korisniku upotrebu lokalnih, nacionalnih, stručnih i/ili internacionalnih referentnih vrednosti (*Liang i Zheng, 2009*).
- **Indeks kvaliteta vode (WQI)** predstavlja matematičku kvantitativnu metodu za opisivanje kvaliteta vodnih tela. Rezultat ovog indeksa je jedna vrednost koja opisuje ukupan kvalitet vode na datom vremenu i odabranoj lokaciji, a zasniva se na upotrebi više različitih parametara kvaliteta vode. Cilj WQI je da kompleksne podatke o kvalitetu vode prezentuje u obliku koji je lako razumljiv i jednostavan za upotrebu i prikazivanje u javnosti. Parametri za računanje WQI nisu unapred definisani, zbog čega je važno dobro odabrati parametre kako bi se na kraju napravio koristan i reprezentativan indikator kvaliteta voda. Generalno, računanje WQI predstavlja konverziju više parametara kvaliteta vode kroz matematičku jednačinu u jedinstvenu vrednost koja se zatim ocenjuje na osnovu zadate klasifikacije (*Bharti i Katyal, 2011*).

Osim u malom broju slučajeva, identifikovane deponije na teritoriji AP Vojvodine ne poseduju preduslove za sprovođenje ispitivanja i monitoring kvaliteta podzemne vode zbog nepostojanja pijezometara ili bunara za uzorkovanje (*Ubavin i sar., 2017*). Zbog toga je potrebno izvesti drugačiji pristup za deponije za koje ne postoje mogućnosti ispitivanja kvaliteta podzemnih voda. Generalna preporuka je da ukoliko postoji povećan rizik od zagađenja podzemne vode monitoring njenog kvaliteta je neophodan, što se u preliminarnom koraku može izvršiti instaliranjem brzih (pametnih) pijezometara, ukoliko na teritoriji deponije ne postoje već instalirani pijezometri ili bunari. Ukoliko pak deponija ne iskazuje povećani rizik po životnu

sredinu i na teritoriji ne postoje pijezometri/bunari, dalja ispitivanja podzemnih voda instalacijom pijezometra nisu neophodna. Ovako će se racionalizovati relativno oskudni resursi potrebni za istraživanja na lokacijama koje predstavljaju veći rizik po životnu sredinu.

2.3.2.1.22. Kriterijum Upotreba i Tip površinskog vodnog tela

Uticao deponije na zagađenje površinskih voda je uslovljeno i velikim brojem kriterijuma opisanih u prethodnim poglavljima. Zakonom o vodama ("Sl. glasnik RS", br. 30/2010, 93/2012, 101/2016, 95/2018 i 95/2018 - dr. zakon) definisano je da površinske vode predstavljaju grupu svih interkontinentalnih vodnih tela isključujući podzemne vode. Interkontinentalne površinske vode predstavljaju sve stajaće ili tekuće vode na površini zemlje. Tekuće vode jesu prirodni vodotoci sa stalnim ili povremenim tokom, kao i veštački vodotoci. Stajaće vode su prirodna jezera, ribnjaci, bare, močvare i drugi „sakupljači“ voda, koji imaju stalan ili povremen dotok ili oticanje tekućih ili podzemnih voda. Površinske vode dakle obuhvataju reke, kanale, potoke, jezera, veštačke akumulacije, mokra polja i morske vode (okeani, mora i tranzicione vode). Kao izvor hrane i vode za piće površinske vode su bile jedan od prvih medijuma životne sredine čiji se problemi zagađenja izazivali veliku zabrinutost (*Hemond i Fechner, 2015*).

Tokom pregleda kriterijuma „Lokacija deponije“ (poglavlje 2.3.2.1.5.) razmotrena je i udaljenost deponije od površinskog vodnog tela. Za procenu rizika, EPA dobra praksa (*EPA, 2007*) takođe razmatra udaljenost deponije od površinskog vodnog tela, pri čemu su definisani radijusi udaljenosti prema vrednovanju ovog kriterijuma. Pored toga EPA dobra praksa ima dodatan kriterijum, a to je da li je površinska voda u direktnom kontaktu sa otpadom, što može biti slučaj za nekontrolisane i nedovoljno kontrolisane deponije. Za razvoj i primenu GIS-SAW metode, Lolos i sar. (2007) takođe su koristili kriterijum Udaljenost deponije od površinske vode. Prema Uputstvu za upravljanje zatvorenim deponijama u Novom Zelandu (*MfE, 2001*), za procenu stanja i rizika kao osnove za dalje donošenje odluka neophodno je izvršiti monitoring kvaliteta površinskih voda uzvodno i nizvodno od uticaja deponije, kako bi se procenio i ispratio uticaj deponije na površinske vode kao recipijenta zagađenja. Autori de Scheuler i Mahler (2011) za klasifikaciju deponija komunalnog otpada razmatraju topografiju (nagib terena) i bilans vode (količina padavina) u vezi sa zagađenjem površinskih voda. Sa druge strane, autori Kontos i sar. (2005) razmatraju samo kriterijume Udaljenost od deponije i Tip površinskog vodnog tela za procenu podobnosti lokacija deponija. EVIAVE metodologija kroz adaptacije i promene ima različite pod-kriterijume u pogledu kriterijuma u vezi sa površinskim vodama kao receptorom zagađenja koji su prikazani u tabeli 11.

Prema Evropskoj Direktivi o deponijama (1999/31/EC) i Uredbi o odlaganju otpada na deponiji ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) odlaganje otpada na deponiju vrši se tako da se spreči zagađenje površinskih voda. Kontrola zagađenja površinske vode od ocednih voda sprovodi se drenažnom ocedne vode sa površine deponije i monitoringom kvaliteta površinske vode u toku aktivne i pasivne faze. Monitoring površinskih voda vrši se u procesu eksploatacije deponije u cilju upoređivanja sa „nultim stanjem“, i to u početku eksploatacije deponije (prvih godinu dana) - svakih mesec dana, a kasnije na svaka tri meseca, i po prestanku eksploatacije deponije prvih pet godina na svakih šest meseci, a kasnije jednom godišnje, do odumiranja deponije, ukoliko rezultati monitoringa pokažu da nije došlo do akcidentne situacije. Uzorkovanje se vrši na najmanje dve tačke, jednoj uzvodno od deponije, a jednoj nizvodno od deponije.

Tabela 11. Pod-kriterijumi za određivanje kriterijuma „Površinska voda“ različitih oblika EVIAVE metodologije

Izvor	Pod-kriterijumi za klasifikaciju kriterijuma „Površinska voda“
Calvo i sar., 2006	Tip površinskog vodnog tela Red vodnog tela Upotreba vode Prisustvo životinjskih i biljnih vrsta Nagib u odnosu na mesto ispuštanja zagađenja
Zamorano i sar., 2009; Arrieta i sar., 2016	Upotreba vode Tip površinskog vodnog tela Kvalitet površinske vode
Valderrama, 2018	Upotreba vode Tip površinskog vodnog tela Nagib u odnosu na mesto ispuštanja zagađenja Rizik od poplava

Prema Uredbi o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine i prioriteta za sanaciju i remedijaciju ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) prisustvo zagađujućih materija u površinskim vodama predstavlja jedan od elemenata kriterijuma i ocenjuje se prema klasama definisanim u Uredbi o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 50/2012). Drugi kriterijumi procenu rizika prema površinskim vodama definisani ovom Uredbom su:

- mogućnost zagađenja površinskih voda - nivo i tip izdejstvovanog zadržavanja što omogućava ispuštanje zagađenja.
- rastojanje od stalnih resursa površinske vode - rastojanje do površinske vode utiče na mogućnost da zagađenje dospe u vodotokove.
- topografija - voda može velikom lakoćom oticati (i pritom zagađiti površinske vode) sa uzvišenih terena preko nagiba (strmina).
- potencijal oticanja - prenošenje zagađivača oticanjem u površinske vode (padavine i propustljivost površinskog materijala).
- potencijal plavljenja - potencijal ispuštanja velikih količina i koncentracija zagađivača u površinske vodene tokove u kratkom vremenskom periodu uslovljen je potencijalom plavljenja u blizini lokacije od interesa.
- upotreba vodnog resursa - ukoliko se voda koristi za ljudske potrebe treba da bude zaštićena od zagađenja sa bilo koje lokacije; upotrebe vode koje se boduju su: rekreaciona (plivanje, ribolov), komercijalna (priprema hrane), pojenje stoke, navodnjavanje, ostale upotrebe u domaćinstvu ili lancu ishrane, ne koriste se.
- udaljenost od resursa vode - što su resursi vode bliži izvoru zagađenja, to je veća mogućnost zagađenja.

Evropska Direktiva o vodama (2000/60/EC) u Članu 5 i Aneksu II definiše potrebu za poznavanjem upotrebe površinske vode u cilju poznavanja pritiska na dato vodno telo. Procena i identifikacija upotrebe površinske vode u urbane, industrijske, poljoprivredne i druge svrhe je neophodna u svrhu praćenja bilansa vode i drugih antropogenih uticaja na status vodnog tela. U okviru Evropskih i nacionalnih regulativa ne postoji tačna klasifikacija rizika

od upotrebe površinske vode u različiti svrhe, iako je prioritet u kvalitetu i očuvanju površinskih vodnih tela koja se koriste za ljudsku upotrebu jasno naznačen u Evropskoj Direktivi saveta o kvalitetu vode namenjene za ljudsku upotrebu (EU 1998/83/EC), Evropskoj Direktivi saveta o kvalitetu površinskih voda namenjenih za ljudsku upotrebu (75/440/EEC), kao i Pravilniku o higijenskoj ispravnosti vode za piće ("Sl. list SRJ", br. 42/98 i 44/99 i "Sl. glasnik RS", br. 28/2019). Lolos i sar. (2007) za MCDM metodu koriste recipijente zagađenja kao jedan kriterijum, i grupiše ih na osnovu osetljivosti, pa se tako u pogledu površinskih voda izdvajaju samo dve klase prema nameni i to: MaxA - za vodosnabdevanje stanovništva, i MaxC - površinske vode za rekreaciju i zaštićena područja.

Da bi se grupisale klase kriterijuma Upotreba površinske vode, koji je veoma važan sa aspekta procene uticaja zagađenja poreklom sa deponije, moguće je izvesti klasifikaciju na osnovu literaturnih podataka, pri čemu su različite izvedbe klasifikacije date u tabeli 12. Na osnovu klasifikaciji iz tabele 12 mogu se izvesti generalni zaključci poput toga da najveći rizik predstavlja direktno izlaganje ljudi, a najmanji rizik je bez direktnog ili indirektnog izlaganja. Shodno tome, izvedena je predložena klasifikacija kriterijuma Upotreba podzemne vode, prikazana u tabeli 13.

Tabela 12. Klasifikacija upotrebe površinske vode iz različitih literaturnih izvora

Izvor	Upotreba površinske vode	Klasifikacija
Katsiri i sar., 1984	Izvor vode za piće	Najveći rizik
	Uzgoj ribe	Visok rizik
	Kupališta	Visok rizik
	Navodnjavanje useva	Srednji rizik
	Parkovi i jedrenje	Nizak rizik
EAP Task Force, 2007	Uzgoj riba	Zahteva odličan kvalitet
	Izvor vode za piće	zahteva odličan kvalitet
	Kupanje i rekreacija	Zahteva visok kvalitet
	Navodnjavanje useva	Zahteva srednje-visok kvalitet
	Upotreba u industriji	Zahteva srednji kvalitet
	Proizvodnja energije	Nema zahteva u kvalitetu
	Ekstrakcija minerala	Nema zahteva u kvalitetu
Transport	Nema zahteva u kvalitetu	
Calvo i sar., 2005	Izvor vode za piće	Visok rizik (5 bodova)
	Navodnjavanje useva	Srednji rizik (2 boda)
	Nema ljudsku namenu	Bez rizika (0 bodova)
Zamorano i sar., 2009; Arrieta i sar., 2016	Izvor vode za piće i rekreacija	Veoma visok rizik (5 bodova)
	Za navodnjavanje useva	Visok rizik (4 bodova)
	Upotreba u industriji	Srednji rizik (3 boda)
	Hidroelektrane i transport	Nizak rizik (2 boda)
	Nema ljudsku namenu	Veoma nizak rizik (1 bod)
Uredba ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010)	Rekreaciono (plivanje, ribolov)	Veoma visok faktor (2 boda)
	Komercijalna priprema hrane	Visok faktor (1,5 bodova)
	Pojenje stoke	Srednji faktor (1 bod)
	Navodnjavanje	Srednji faktor (1 bod)
	Ostale potrebe u domaćinstvu	Nizak faktor (0,5 bodova)
	Ne koristi se trenutno	Nizak faktor (0,5 bodova)

Tabela 13. Predložena klasifikacija kriterijuma Upotreba površinske vode

Klasa	Opis
1	Nema ljudsku upotrebu
2	Za proizvodnju energije, transport i druge svrhe
3	Upotreba u industriji
4	Upotreba u poljoprivredi
5	Za vodosnabdevanje stanovništva i rekreaciju

U Zakonu o vodama ("Sl. glasnik RS", br. 30/2010, 93/2012, 101/2016, 95/2018 i 95/2018 - dr. zakon) navedeno je da se vodna tela površinskih voda razvrstavaju u tipove, na osnovu obaveznih (nadmorska visina, geografska širina i dužina, geologija, veličina sliva) i izbornih (udaljenost od izvora, morfološki parametri, oblik doline i drugo) parametara. Plan upravljanja vodama naročito sadrži informacije u vidu karata sa naznakom položaja i granica vodnih tela površinskih voda, kao i tipova vodnih tela površinskih voda. U zavisnosti od tipa vodotoka i potencijnog rizika koje ispoljava određene su vode I reda i vode II reda. Vode I reda prikazane su u Odluci o utvrđivanju popisa voda I reda, dok se sve ostale površinske vode smatraju vodama II reda. I i II red voda su u ovom smislu određene na osnovu njihove važnosti za upravljanje njima. Red vodotokova se međutim češće određuje na osnovu njihove važnosti u odnosu na izvor i izliv vode, pa tako Američka agencija za zaštitu životne sredine (*USEPA, 2015*) definiše sledeće grupe vodotokova prema njihovom redu:

- Glavni vodotokovi (vodotok I reda) predstavljaju vodna tela koja teku od izvorišta do mesta ulivanja, a pre ulivanja njihovih pritoka (vodotokova II reda).
- Pritoke (vodotok II reda) predstavljaju tokove koji se ulivaju u glavni vodotok. Dalje povećanje reda zavisi od sekvence u pravcu toka od uzvodnog do nizvodnog. Tako prva pritoka od izvorišta glavnog toka nizvodno je vodotok II reda, druga pritoka u istom smeru predstavlja vodotok III reda i tako dalje.

Evropska Direktiva o vodama (2000/60/EC) u Aneksu II definiše kategorije vodotokova koje se za svaki vodotok moraju identifikovati: reke, jezera, tranzicione vode ili priobalne vode i veštačke površinske vode ili modifikovana površinska vodna tela. Prema EPA dobroj praksi za procenu rizika po površinske vode pod uticajem deponije potrebno je pozavati tip vodnog tela (stajaća ili tekuća), udaljenost vodnog tela od deponije i njegovu namenu (kao izvor vode za piće, pojenje stoke, navodnjavanje useva ili bez upotrebe). Poznavanje ovih karakteristika površinske vode nije neophodno za konačnu procenu rizika, ali je potrebno za dalje tumačenje dobijenih rezultata procene rizika (*EPA, 2007*). Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje („Sl. glasnik RS“, br. 50/2012) za klasifikaciju površinskih vodnih tela definiše različite tipove površinskih voda, i to:

- Velike nizijske reke, dominacija finog nanosa (tip 1);
- Velike reke, dominacija srednjeg nanosa, izuzev reka područja Panonske nizije (tip 2);
- Mali i srednji vodotoci, do 500 m.n.m., dominacija krupne podloge (tip 3);
- Mali i srednji vodotoci, preko 500 m.n.m., dominacija krupne podloge (tip 4);
- Vodotoci područja Panonske nizije, izuzev vodotoka svrstanih u tip 1 (tip 5);
- Mali vodotoci izvan područja Panonske nizije koji nisu obuhvaćeni tipovima 3 i 4, kao i vodotoci koji nisu obuhvaćeni Pravilnikom o utvrđivanju vodnih tela površinskih i podzemnih voda ("Sl. glasnik RS", br. 96/10) (tip 6);

- Jezera nadmorske visine do 200 m.n.m, sva plitka jezera (do 10 m dubine), svi barsko-močvarni ekosistemi;
- Jezera nadmorske visine preko 200 m.n.m, srednje dubine (dubina 10-30 m) i duboka (dubina>30 m).

Najstrožije granične vrednosti zagađujućih supstanci zadate su za tipove 1, 2, 3 i 6 površinskih voda.

Klasifikacija tipa površinskih voda u pogledu procene uticaja zagađenja je u postojećoj dostupnoj literaturi oskudna. Autori EVIAVE metodologije (*Calvo i sar., 2005*) su koristili dve kategorije za kvantitativnu ocenu kriterijuma Površinske vode pod uticajem deponije: Tip permanentnog vodotoka (reke, izvorišta i permanentni potoci) i sezonskog vodotoka (potoci sa širinom manjom od 5 m i kanali za navodnjavanje i druge svrhe). Ukoliko je vodotok permanentnog tipa, ocenjen je sa vrednošću rizika 2, dok su sezonski tipovi vodotoka dobijali vrednost 1. Autori daju značaju i red vodotoka u odnosu na tok glavnog vodotoka, pri čemu većim rizikom ocenjuje vodotokove koji su bliži glavnom vodotoku. Ovi kriterijumi su samo ograničeni na tekuće vode, zbog čega je potrebna dodatna klasifikacija. Autori Kontos i sar. (2005) posmatraju potencijalni rizik od zagađenja površinske vode pod uticajem deponije kroz dva kriterijuma: udaljenost površinske vode i tip površinske vode. Potoci i kanali iskazuju manji rizik, dok reke iskazuju veći rizik.

Na osnovu dostupnih literaturnih podataka i regulativa iz oblasti upravljanja površinskim vodama klasifikacija kriterijuma Tip površinske vode može se izvesti na sledeći način:

- Na osnovu prirode vodnih tela najnižu vrednost 1 (najblaža klasa) dobiće veštačka vodna tela: kanali, jezera, akumulacije i sl.;
- Sezonski vodotokovi trećeg reda (reke, potoci i kanali) dobiće nisku vrednost 2;
- Permanentni spori vodotokovi, jezera i rezervoari dobiće srednju vrednost 3, jer imaju potencijal za eutrofizacijom kao rezultat povećanja koncentracije nutrijenata;
- U odnosu na važnost reda vodotoka u odnosu na glavni tok, reke prvog i drugog reda dobiće visoku vrednost 4 (što bi važno i za morske vode);
- Najveću vrednosti 5 dobiće sva osetljiva vodna tela definisana u Evropskoj Direktivi o vodama (2000/60/EC).

Konačna predložena klasifikacija ovog kriterijuma prikazana je u tabeli 14. Ukoliko se više površinskih vodnih tela nalazi u blizini deponije, uzima se ona vrednost koja odgovara najosetljivijem vodnom telu (najviša klasa).

Tabela 14. Predložena klasifikacija kriterijuma Tip površinske vode

Klasa	Opis
1	Veštačka vodna tela: kanali, jezera, akumulacije
2	Vodotokovi trećeg ili više reda ili sezonski vodotokovi: reke, kanali i ostala tekuća vodna tela
3	Stacionarne vode: lagune, jezera, akumulacije
4	Vodotokovi prvog i drugog reda (i morske vode)
5	Permanentna vodna tela koja su klasifikovana kao osetljiva (npr. nacionalni parkovi, izvorska voda, močvare)

2.3.2.1.23. Kriterijum Kvalitet površinske vode

Najznačajniji potencijalni problem po životnu sredinu pod uticajem deponije je kontaminacija vodenih resursa perkolacijom i nekontrolisanim ispuštanjem deponijske (pro)cedne vode u vodna tela (*Kjeldsen i sar., 2002; Kawo i Karuppannan, 2018*). Uticaj deponije na degradaciju kvaliteta površinske vode evidentirano je u mnogobrojnim studijama (*Aderemi i sar., 2011; Abdelwaheb i sar., 2012; Fernández i sar., 2014; Hossain i sar., 2014; De Medeiros i sar., 2017; Naveen i sar., 2018; Gwisai i sar., 2019; Ololade i sar., 2019; Tenodi i sar., 2020b*). Intenzitet ovih opasnosti zavisi od više različitih faktora, kao što su koncentracija i toksičnost polutanata u procednoj vodi, tip i propustljivost geološkog materijala, udaljenost od vodoprijemnika itd. (*Aderemi i sar., 2011*). Zagađena površinska voda može prouzrokovati negativne efekte po floru i faunu smanjenjem biodiverziteta i populacije osetljivih vrsta. Dodatno, zagađenje površinske vode ne mogu se koristiti za ljudsku upotrebu i ograničena im je upotreba u poljoprivredi (*Fernández i sar., 2014*). Zbog toga je neophodno uspostaviti monitoring na teritoriji deponije, čiji jedan od ciljeva je praćenje uticaja procedne vode na kvalitet površinske vode (*Aderemi i sar., 2011*).

Kao što je u prethodnom poglavlju navedeno, EU Direktiva (1999/31/EC) i nacionalna Uredba ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) nalažu upravljanje otpadom na odgovarajući način kako bi se sprečilo zagađenje površinskih voda, pri čemu je neophodno vršiti monitoring kvaliteta površinskih voda pre, u toku i nakon eksploatacije deponije na najmanje dve tačke, jedna uzvodno i jedna nizvodno od deponije. Stalni monitoring površinskih voda u toku eksploatacije deponije sa skraćenim hemijskim i bakteriološkim analizama vrši se na svakih 15 dana u deponijskoj laboratoriji. Kao i u slučaju podzemnih voda, prema Evropskoj Direktivi o vodama (2000/60/EC) cilj je postizanje dobrog statusa svih površinskih vodnih tela, i smanjenje ili sprečavanje degradacije kvaliteta površinskih voda. Dobar status površinskih vodnih tela predstavlja hemijski status neophodan da se postignu svi ciljevi zaštite životne sredine za površinske vode navedeni u Članu 4(1)(a) ove Direktive, odnosno da se postigne hemijski status koji karakterišu koncentracije polutanata koje ne prelaze standarde kvaliteta životne sredine navedene u Aneksu IX i Članu 16(7).

Klasifikacija ekološkog statusa površinskih voda u Republici Srbiji vrši se poređenjem monitoring podataka i graničnih vrednosti zagađujućih supstanci definisanih Uredbom o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 50/2012). Granične vrednosti zagađujućih materija koje su pokazatelji opštih parametara, kiseoničnog režima, nutrijentnih supstanci, saliniteta, metala, organskih supstanci i mikrobioloških parametara u površinskim vodama, za pojedinačne klase površinskih voda utvrđene propisom kojim se određuju parametri ekološkog i hemijskog statusa za površinske vode, date su u Prilogu 1 ove Uredbe. Klasifikacija kvaliteta površinske vode izvršena je prema 5 različitih klasa, a u zavisnosti od koncentracije ispitivanih parametara kvaliteta površinske vode, i to prema parametru koji iskazuje najveću klasu. Granične vrednosti za prioritete i prioritete hazardne supstance u površinskim vodama date su u Uredbi o graničnim vrednostima prioriteta i prioriteta hazardnih supstanci koje zagađuju površinske vode i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 24/2014).

Na osnovu graničnih vrednosti zagađujućih materija datih u Uredbi o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo

dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 50/2012) i Uredbi o graničnim vrednostima prioriternih i prioriternih hazardnih supstanci koje zagađuju površinske vode i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 24/2014), kao i pratećoj klasifikaciji moguće je izvršiti klasifikaciju kriterijuma kvalitet površinske vode. Ove regulative strogo posmatraju kvalitet površinske vode, tako da ukoliko jedan od parametara (zagađujućih supstanci) ima vrednost koja odgovara klasi V površinskih voda, vodno telo se klasifikuje lošim ekološkim kvalitetom, ne uzimajući u obzir kvalitet vodotoka uzvodno od izvora zagađenja. Zbog toga se predlaže drugačiji pristup, odnosno upotreba odgovarajućeg indeksa kvaliteta površinske vode pod uticajem zagađenja, odnosno deponije komunalnog otpada. Pregledom literature izdvajaju se dva, odnosno četiri indeksa kvaliteta površinske vode: Indeks kvaliteta vode (Water Quality Index, WQI), NPI i Indeks zagađenja vodotoka (River pollution index, RPI).

NPI i WQI su već kratko opisani u poglavlju 2.3.2.1.21. Indeks zagađenja vodotoka (RPI) predstavlja adaptirani oblik LWPI modela koji odgovara proceni zagađenja površinske tekuće vode pod uticajem nekog zagađenja, u ovom slučaju deponije. Isti je pristup pri određivanju ovog indeksa, kao i u slučaju LWPI, sa tim da je razlika u odabiru odgovarajućih parametara pokazatelja kvaliteta površinskih voda, kao i u vrednostima težinskih faktora odabranih parametara, a koje su prilagođene za površinsku vodu. Za razliku od prethodno opisanih metoda procene statusa površinske vode pod uticajem deponije, RPI metoda uzima u obzir kvalitet površinske vode uzvodno koja nije pod uticajem deponije, zbog čega na jasan i nedvosmislen način može proceniti negativan uticaj deponije (*Tenodi i sar., 2020b*).

Za potrebe MCDM modela razmotriće se opravdanost upotrebe i konačna klasifikacija kriterijuma „Kvalitet površinske vode“.

2.3.2.1.24. Kriterijum Upotreba zemljišta

U kontekstu medijuma životne sredine zemljište predstavlja površinsku zonu zemljine kore i proizvod je klimatskih uslova i biote koja menja strukturu stenske mase (*Aber i sar., 2019*). Jedan od najvažnijih faktora procene statusa ugrožene životne sredine Uredbe o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine i prioriteta za sanaciju i remedijaciju ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) jeste upravo zemljište, pri čemu su navedena dva glavna kriterijuma:

- Zagađenost zemljišta: Poznato ili izmereno zagađenje zemljišta blizu lokacije je jedno važno razmatranje pri određivanju uticaja zagađivača;
- Upotreba zemljišta: Štetna dejstva u vezi sa zagađenjem tla su direktno povezana sa upotrebom zemljišta i udaljenošću korišćenog zemljišta od zagađene lokacije. Upotreba stambenog i poljoprivrednog zemljišta je od najvećeg značaja, pošto ljudi na ovim površinama borave duže vreme.

Zakonom o zaštiti zemljišta („Sl. glasnik RS“, br. 112/2015) zahteva se zaštita zemljišta i sistematsko praćenje stanja i kvaliteta zemljišta. Ovim Zakonom neophodno je pratiti kvalitet zemljišta, naročito tamo gde se očekuje zagađenje, i namenu, odnosno upotrebu zemljišta. Program sistematskog praćenja kvaliteta zemljišta definisan je Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) i obuhvata odabir mernih mesta, listu parametara kvaliteta zemljišta, metode i standardi uzorkovanja, analize i obrade rezultata i frekvenciju uzorkovanja. Ovim regulativama

obavezno je praćenje kvaliteta zemljišta na lokacijama gde postoji izvor zagađenja, kao što su deponije.

Prema EVIAVE metodologiji, rizik uticaja deponije na zemljište ogleda se kroz tri kriterijuma, i to: upotreba zemljišta, prisustvo biljnih vrsta i biljni pokrivač (*Arrieta i sar., 2016*). Većina autora pak vrši procenu uticaja deponija na životnu sredinu analizom karakteristika zemljišta i ispitivane lokacije u odnosu na zemljište, i to najčešće (*MfE, 2001; Kontos i sar., 2005; EPA, 2007; Mnisi, 2008; Nas i sar., 2010; de Schueler i Mahler, 2011; Aurinko, 2015*):

- Karakteristike zemljišta: vodopropustljivost, tip zemljišta, sadržaj gline, debljina sloja zemljišta (do podzemne vode) i morfološki sastav;
- Karakteristike lokacije: upotreba zemljišta, učestalost poplava, potencijal za pojavu klizišta i seizmički rizik.

Ove karakteristike su već uzete u obzir kao prethodno opisani kriterijumi.

Uticaj deponije na zemljište je do određene meri neminovan (*Adamcová i sar., 2016*). Pravi odraz zagađenja zemljišta se ogleda u njegovoj upotrebi, pri čemu se degradacijom kvaliteta zemljišta može smanjiti njegova vrednost kao resursa, uticati na zdravlje biote koja koristi zemljište kao stanište, sprečiti ili ograničiti rast poljoprivrednih kultura, uticati negativno na zdravlje ljudi kroz direktno ili indirektno izlaganje itd. (*Tarazona, 2014*). Dakle, može se zaključiti da je upotreba zemljišta aditivan faktor rizika od uticaja deponije kako na životnu sredinu, tako i na zdravlje ljudi (*Akinbile, 2012*).

Zemljište nije samo receptor zagađenja već se ponaša i kao emiter zagađenja kao rezultat ljudskih aktivnosti (npr. depozicija zagađenja iz vazduha, akcidenti, ispuštanje otpadne vode na zemljište i nekontrolisana upotreba pesticida i veštačkih đubriva). Akumulacijom polutanata u zemljištu povećava se potencijal za direktnim izlaganjem ljudi putem inhalacije, kontakta sa kožom ili indigestije zemljišta, ili indirektno putem poljoprivrednih proizvoda i eksploatacijom vode za vodosnabdevanje stanovništva. Zbog toga je veoma važno poznavati upotrebu zemljišta, jer se time mogu predvideti putevi i stepen dospevanja zagađenja do ljudi i biote uopšte. Generalno pravilo je da što je upotreba zemljišta intenzivnija, to je veći potencijal za izlaganjem/oslobađanjem zagađenja, odnosno, što se čovek duže zadržava na mestu kontaminacije (zagađenog zemljišta) to je veća mogućnost za posledičnom pojavom negativnih posledica (*Rodrigues i Römkens, 2018*). Povećani pritisci na zemljište često prouzrokuju konflikte između različitih korisnika i vlasnika zemljišta što izaziva probleme u smislu povećanja ili smanjenja vrednosti i potražnje određenih područja zemljišta. Na primer, na visoko dinamičnim oblastima, kao što su urbane regije, stambeni i komercijalni objekti su u direktnoj kompeticiji za zemljištem. Ovakva dinamika povećava frekvenciju i intenzitet upotrebe zemljišta (*Tolento i sar., 2019*) i samim tim potencijal za kontaminaciju zemljišta, ali izlaganje već postojećim zagađujućim materijama u zemljištu (*Rodrigues i Römkens, 2018*). Uredba o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) kao jedan od kriterijuma procene rizika koristi Upotrebu zemljišta i definiše sledeću klasifikaciju:

- stambena: 3 - 5 bodova;
- poljoprivredna: 2,5 - 5 bodova;
- parkovi/škole: 1,5 - 4 bodova;
- komercijalna/industrijska: 0,5 - 3 boda;
- bez upotrebe: 0 bodova.

Autori EVIAVE metodologije nisu koristili Upotrebu zemljišta kao pod-kriterijum za određivanje vrednosti kriterijuma Zemljište, već je upotreba zemljišta isključivo definisana samo kroz pod-kriterijum Reintegracija, odnosno Ponovna upotreba zemljišta nakon zatvaranja deponije, pri čemu su definisane sledeće klase upotrebe zemljišta (*Calvo i sar., 2005; Zamorano i sar., 2006*):

- stambena (veoma visok rizik);
- industrijska (visok rizik);
- rekreaciona (visok rizik);
- poljoprivredna (srednji rizik);
- bez definisane upotrebe (nizak rizik).

Kasnijom adaptacijom i modifikacijom EVIAVE metodologije upotreba zemljišta postaje zaseban pod-kriterijum za kvantifikaciju kriterijuma Zemljište. Autori Arrieta i sar. (2016) i Zamorano i sar. (2009) koristili su pod-kriterijum Upotreba zemljišta, iako u publikacijama nisu definisali tačne klase ovog kriterijuma.

Na osnovu prethodno navedenog predložena je klasifikacija ovog kriterijuma prikazana u tabeli 15.

Tabela 15. Predložena klasifikacija kriterijuma Upotreba zemljišta

Klasa	Opis
1	Druge upotrebe
2	Ruralni industrijski objekti
3	Poljoprivredne površine
4	Industrijski objekti i ruralni turizam
5	Stambeni objekti, urbani turizam, komercijalni objekti i drugi urbani objekti (npr. škole i bolnice)

2.3.2.1.25. Kriterijum Prekrivenost zemljišta vegetacijom

Ne postoji jednostavan pristup za određivanje fizičkih, hemijskih ili bioloških indikatora uticaja deponije na kvalitet zemljišta. Jedan od jednostavnih i prirodnih indikatora predstavlja prisustvo biljnog pokrivača na teritoriji deponije. Kretanje zagađenja sa deponije može se detektovati odsustvom biljnog pokrivača na putu migracije procedne vode, čime biljni pokrivač predstavlja koristan indikator monitoringa (*Kotovicová i sar., 2010*). Autor Vaverková je u svojim studijama (*Vaverková i sar., 2013; Vaverková i sar., 2017; Vaverková i sar., 2018; Vaverková i sar., 2019*) zaključila da pojedine (naročito divlje autohtone) vrste predstavljaju odličan bioindikator zagađenja zemljišta pod uticajem deponije.

Prekrivenost vegetacijom definiše se kao procenat zemljišta okupiranog nadzemnom zeljastom vegetacijom. Veći procenat prekrivenosti vegetacijom pruža veću zaštitu zemljišta i životne sredine generalno (*Zuezo i sar., 2006; Campos i sar., 2019*). Zbog osetljivosti većine vrsta biljaka na povećani sadržaj zagađujućih materija u zemljištu, vazduhu i vodi, one se mogu koristiti kao indikatori životne sredine, kako sa kvalitativnog (vrste biljaka) tako i kvantitativnog (gustina i raspoređenost) aspekta. Negativan uticaj deponije može se odrediti monitoringom živih organizama u blizini deponije kao indikatora (bioindikatora). Bioindikatora služe za procenu negativnih uticaja deponije koji inače ne bi bili vidljivi (*Vaverková i sar., 2013*).

Fitoindikatori se sve češće koriste za procenu kvaliteta ekosistema zbog njihove osetljivosti prema klimatskim promenama i tendencije za akumulacijom polutanata (*Gadzala-Kopciuch i sar., 2004*). Upotreba biljnih vrsta kao bioindikatora ima više prednosti, uključujući male troškove, mogućnost kontinualnog monitoringa i dostupnost. Nedostatak ovih metoda je potreba za dodatnim ispitivanjima u cilju boljeg razumevanja uticaja zagađenja (kvalitet i kvantitet polutanata, tip zemljišta, plodnost zemljišta, vlažnost vazduha itd.). Biljke nižeg reda (monokotiledone biljke, mahovina, lišajevi i slično) se često koriste za procenu kvaliteta vazduha, zemljišta i vode, dok se drveće i žbunaste biljke ređe koriste i to obično za dugoročnu kvantifikaciju različitih zagađujućih materija iz biomase. Najjednostavniji i najlakše uočljiv parametar prilikom upotrebe bioindikatora jeste prisustvo odnosno odsustvo biljnih zajednica, što se na datoj površini može definisati kao biljni pokrivač (*Kotovicová i sar., 2010*).

Naročito korisnu primenu fitoindikatora imaju za procenu zagađenja zemljišta pod uticajem deponije, što je potvrđeno kroz mnogobrojne studije (*Kotovicová i sar., 2010; Vaverková i sar., 2013; Adamcová i sar., 2016; Vaverková i sar., 2017; Vaverková i sar., 2018; Vaverková i sar., 2019*). Autori ovih studija posmatrali su zagađenost zemljišta primenom fitoindikatora na dva načina: kvantitativno - procenat prekrivenosti vegetacijom ili količina biomase i kvalitativno - prisustvo i brojnost određenih vrsta biljaka. Za identifikaciju vrsta biljaka potrebno je dobro poznavanje taksonomije biljnih vrste, što zahteva izlazak ili analizu uzoraka stručnjaka iz ovih oblasti. Drugim rečima, određivanje biljnih vrsta na teritoriji mnogobrojnih identifikovanih vrsta iziskuje značajne troškove, i zbog toga se ovakav pristup neće dalje koristiti ni razmatrati.

Postoje različite metode određivanja procentualne zastupljenosti vegetacije na datoj lokaciji. Najšire prihvaćena i najčešće korišćena metoda je Braun-Blanquet metoda (*Damgaard, 2014*), koja predstavlja tehniku brze vizuelne procene prisustva vegetacije na određenom području. Zbog veoma brze procene i za dobijanje dovoljno reprezentativnih podataka i mogućnosti za proizvoljnim odabirom površine koja se analizira ova metoda je prihvaćena širom sveta, i koristi se u različite svrhe. Zbog toga je pogodnije koristiti ovu metoda i pripadajuću skala (*Wikum i Shanholtzer, 1978; Damgaard, 2014*) za procenu i klasifikaciju kriterijuma Prekrivenost zemljišta vegetacijom. U tom slučaju, za klasifikaciju ovog kriterijuma koristila bi se Braun-Blanquet skala prikazana u tabeli 16.

Tabela 16. Predložena klasifikacija kriterijuma Prekrivenost zemljišta vegetacijom

Klasa	Opis
1	≤5%
2	6 - 25%
3	26 - 50%
4	51 - 75%
5	76 - 100%

2.3.2.1.26. Kriterijum Kvalitet zemljišta

Jedno od glavnih izvora zagađenja zemljišta predstavlja nekontrolisano odlaganje otpada. Na ovakvim lokacijama zemljište je obično okarakterisano povišenim sadržajem metala i arsena, mineralnih ulja i različitim grupa ugljovodonika, naročito policikličnih aromatičnih ugljovodonika (PAHs), hlorovanih ugljovodonika i derivata fenola (*Tarazona, 2014*). Zemljište ima poseban značaj za odlaganje otpada, jer dobre hidrogeološke osobine

(vodopropustljivost, sadržaj gline, poroznost, plastičnost, itd.) imaju povoljan efekat na sprečavanje migracije zagađenja sa deponije (*Tchobanoglous i sar., 1993*).

Odlaganje otpada predstavlja jedan od najstarijih izvora zagađenja zemljišta, ali i jedan od najvećih problema zemalja u razvoju. Zemljište je naročito podložno zagađenju zbog mehanizmima sorpcije i precipitacije (taloženja) koji se odigravaju pri kontaktu deponijske procedne vode i geološkog materijala, pri čemu zagađujuće materije mogu dugo vremena ostati zadržane u zemljištu. Zagađenje zemljišta takođe predstavlja ozbiljan problem i sa ekonomskog aspekta, zbog obično mnogo većih troškova remedijacije u odnosu na ostale medijume životne sredine (*Cachada i sar., 2018*). Fokus većine studija uticaja deponija na životnu sredinu predstavljaju podzemne vode i vazduh, ali rezultati ograničenog broja studija ukazuju na negativan uticaj deponija na kvalitet zemljišta, naročito u pogledu teških metala, mineralnih ulja i PAH-ova (*Akinbile, 2012; Bouzayani i sar., 2014; Adamcová i sar., 2016; Youcai i Ziyang, 2017; Krčmar i sar., 2018; Mouhoun-Chouaki i sar., 2019; Ololade i sar., 2019; Wang i sar., 2020*).

Kao i u slučaju zaštite podzemnih i površinskih voda, EU Direktiva (1999/31/EC) i nacionalna Uredba ("Sl. glasnik RS", 92/2010) nalažu da deponija mora biti locirana i dizajnirana tako da se spreči degradacija kvaliteta zemljišta. U Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) su takođe definisani kriterijumi prilikom odabira lokacije deponije i namene zemljišta na toj lokaciji. Dodatno, potrebno je uspostaviti monitoring kvaliteta zemljišta na teritoriji deponije. Za određivanje statusa ugrožene sredine, Uredba ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) nalaže potrebu za određivanjem nivoa zagađenosti zemljišta, što se vrši na osnovu poređenja analiziranih parametara sa graničnim vrednostima zagađujućih materija u zemljištu. Ukoliko se utvrdi da zemljište zagađeno iznad ovih nivoa, odmah treba otpočeti odgovarajuće aktivnosti, kao što su ograđivanje/izolovanje područja i ograničavanje pristupa stanovništva. Prema Zakonu o zaštiti zemljišta ("Sl. glasnik RS", br. 112/2015) neophodni su zaštita zemljišta i sistematsko praćenje stanja i kvaliteta zemljišta, posebno tamo gde se očekuje zagađenje, kao što su deponije otpada.

EPA dobra praksa posmatra zemljište samo u funkciji preduslova za migraciju polutanata u podzemnu vodu, odnosno njegovu vodopropustljivost (*EPA, 2007*). Autori Sorvari i sar. (2012) su za TRIAD i MCDM metodu (opis u poglavlju 2.3.2.) koristili kriterijum Zemljište kao glavni recipijent zagađenja. Uzimanjem uzoraka površinskog sloja zemljišta (25-50 cm) i analizom sadržaja teških metala i naftnih ugljovodonika, autori su odredili hemijski, ekotoksični i ekološki rizik koje zagađeno zemljište predstavlja. Konačna ocena rizika određena je kombinacijom ovih metoda procena rizika i odgovarajućih težinskih faktora, ocenjujući zagađenost zemljišta kroz rizik koje ono predstavlja po biotu.

Zemljište se ponaša kao skladište teških metala koji se oslobađaju u životnu sredinu u najvećoj meri antropogenim aktivnosti, pri čemu za razliku od organske materije, nisu biodegradabilni. Kada jednom dospeju u zemljište, ukupna koncentracija teških metala ostaje duže vremena „zarobljena“ u zemljištu. Promena hemijskih formi (specijacija) i biodostupnost utiču na migraciju i posledično smanjenje količine teških metala u zemljištu (*Pazoki i Ghasemzadeh, 2020*). Sudbina i transport teških metala u zemljištu u mnogome zavisi od hemijske forme i specijacije metala. Teški metali u zemljištu mogu biti adsorbovani brzim i sporim reakcijama. Distribucija teških metala pretežno je kontrolisana reakcijama precipitacije i rastvaranja, jonske izmene, sorpcije i desorpcije, kompleksiranja, biološke imobilizacije i mobilizacije, i biosorpcije (*Øygaard i sar., 2004; Oman i Junestedt, 2008; Ololade i sar., 2019*).

Opšti monitoring program za praćenje kvaliteta zemljišta definisan je Uredbom o programu sistemskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010 i 30/2018) i obuhvata odabir mernih mesta, listu parametara kvaliteta zemljišta, metode i standarde uzorkovanja, analize i obrade rezultata i frekvenciju uzorkovanja. Stepenn ugroženosti zemljišta od hemijskog zagađenja određuje se na osnovu graničnih i remedijacionih vrednosti koncentracija opasnih i štetnih materija i vrednosti koje mogu ukazati na značajnu kontaminaciju zemljišta, koji su definisani ovom Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010 i 30/2018). Od prvog januara 2020. godine stupila je na snagu Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih, štetnih i opasnih materija zemljištu ("Sl. glasnik RS", br. 30/2018, 64/2019), kojom su utvrđene granične maksimalne i remedijacione vrednosti zagađujućih, štetnih i opasnih materija u zemljištu. U slučaju prekoračenja graničnih vrednosti, vrše se dodatna istraživanja na kontaminiranim lokacijama radi utvrđivanja stepena zagađenosti zemljišta i izrade projekata remedijacije i rekultivacije.

Analizom kvaliteta zemljišta na teritoriji deponije i poređenjem dobijenih rezultata sa referentnih vrednosti iz Uredbe ("Sl. glasnik RS", br. 30/2018, 64/2019) moguće je odrediti potrebu za dodatnim istraživanjima i/ili remedijaciju zagađenog lokaliteta. Prema ovoj Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 30/2018, 64/2019), ukoliko koncentracija jednog od analiziranih parametara pređe remedijacionu vrednost zemljište se klasifikuje kao kontaminirano pri čemu se zahteva remedijacija datog lokaliteta. Ovakva klasifikacija ne odgovara kvantifikaciji kvaliteta zemljišta, odnosno kriterijuma Kvalitet zemljišta, iz razloga što će na jednak način klasifikovati zemljište koje je kontaminirano koncentracijom jednog polutanta većom od odgovarajuće referentne vrednosti i zemljište za koje više parametara ukazuje na potrebu za remedijacijom. Iz ovog razloga se predlaže upotreba odgovarajućeg indeksa za kvantifikaciju ukupnog kvaliteta zemljišta. Na osnovu literaturnih podataka za ovu svrhu se izdvajaju sledeće metode: Geo-akumulacioni indeks (I_{geo}), Indeks i Faktor ekološkog rizika (RI i ER^i) i NPI. NPI opisan je u poglavlju 2.3.2.1.21.

Geo-akumulacioni indeks (I_{geo}) predstavlja opšte prihvaćeni metod za određivanje stepena zagađenosti zemljišta i antropogenog uticaja na zemljište u pogledu sadržaja teških metala. I_{geo} se često koristi za bolje razumevanje i sagledavanje prirodnog i antropogenog izvora zagađenja. Konačna vrednost kategoriše se u 7 različitih klasa zagađanje, počevši od klase 0 koja predstavlja nezagađeno zemljište, završavajući sa klasom 6 koja predstavlja vrlo zagađeno zemljište. Vrednost geo-akumulacionog indeksa računa se kao $I_{geo} = \log_2(Cn/1,5 \cdot Bn)$, gde Cn predstavlja koncentraciju analiziranog metala n u uzorku zemljišta, a Bn predstavlja geohemijsku, odnosno prirodnu vrednost datog metala n . Faktor 1,5 se koristi za opisivanje odnosa mogućih varijacija analiziranih vrednosti zbog litoloških efekata (Müller, 1979).

Indeks i Faktor ekološkog rizika (RI i ER^i) se koriste za ocenu ekološkog hazarda teških metala u zemljištu. Faktor potencijalnog ekološkog rizika (ER^i) služi za procenu hemijskih i toksikoloških karakteristika teških metala u zemljištu, a u vezi sa njihovim ponašanjem, i određuje se na sledeći način $ER^i = Tf^i \cdot Cf^i$, gde Tf^i predstavlja faktor toksičnog odgovora elementa i , a Cf^i predstavlja koeficijent akumulacije (zagađenja) elementa i koji se računa kao $Cf^i = Co^i/Cn^i$ (Co^i predstavlja koncentracija datog metala i u ispitivanom zemljištu, a Cn^i predstavlja prirodnu koncentraciju na nezagađenom mestu). Faktori toksičnog otpada za uobičajenu grupu metala (i metaloida) koji se analiziraju su: Ni=5, Zn=1, Cd=30, Cr=2, Cu=5, Pb=5, As=10, Hg=40. Da bi se procenio ekološki rizik teških metala u zemljištu koristi se

Indeks ekološkog rizika (RI), koji predstavlja zbir ER^i vrednosti za sve ispitivane metale u zemljištu (*Hakanson, 1980*).

Konačna klasifikacija kriterijuma „Kvalitet zemljišta“ može se izvršiti primenom nekog od prethodno navedenih indeksa.

2.3.2.1.27. Kriterijum Kvalitet vazduha

Vazduh predstavlja smešu gasova koja obavija planetu i čini njenu atmosferu. Kao medijum životne sredine vazduh sadrži konstituente neophodne za odvijanje osnovnih funkcija živih bića (*Hasse, 2003*). Posledično, promena sadržaja vazduha (zagađenje vazduha) može prouzrokovati odumiranje živih bića i gubitka biodiverziteta (*Ashmore, 2017*). Čist vazduh se smatra osnovnom potrebom za održavanje ljudskog zdravlja. Prema Svetskoj zdravstvenoj organizaciji (WHO) više od 2 miliona ljudi umre svake godine kao posledica zagađenog vazduha (*Plaia i Ruggieri, 2011*). Glavni izvori zagađenja vazduha obuhvataju sagorevanje fosilnih goriva (zagrevanje u za potrebe industrije, komercijalnih objekata i domaćinstava), saobraćaj, intenzivna poljoprivreda, topionice i livnice i deponije komunalnog otpada (naročito sa povećanim sadržajem organske materije). Sve ove aktivnosti rezultuju oslobađanjem ugljen-dioksida, ugljen-monoksida, azotovih oksida, sumporovih oksida, specifičnih organskih polutanata i drugih kontaminanata koji degradiraju kvalitet vazduha (*Hossain, 2019*). Zagađenje vazduha može biti lokalnog karaktera, ograničenog samo na mali radijus delovanja (npr. saobraćajnice, postrojenja), i šire rasprostranjeno, poput isparavanja sa većih vodnih tela (*Ashmore, 2017*).

U poglavlju 2.2. opisani su procesi nastajanja deponijskog gasa, kao i njegov uticaj na životnu sredinu. Prema EU Direktivi (1999/31/EC) i nacionalnoj Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) aktivnosti odlaganja i upravljanja otpadom na deponiji moraju se vršiti na takav način da se spreči ili smanji zagađenje vazduha, uključujući i efekat staklene bašte. Zaštita vazduha se postiže primenom odgovarajućih sistema za degazaciju i prekrivanjem otpada inertnim materijalom. Prema ovim regulativama deponijski gas na deponiji mora da se sakuplja, tretira i koristi u svrhe dobijanja energije, a ukoliko to nije moguće deponijski gas mora da se spaljuje pomoću baklji. Jedan od kriterijuma Uredbe o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine i prioriteta za sanaciju i remedijaciju ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) jeste vazduh, i to prekoračenje granične vrednosti za barem jednu zagađujuću materiju u vazduh, za koju je propisana i tolerantna vrednost. Ova Uredba ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010) definiše dva kriterijuma za bodovanje faktora vazduh:

- Poznato zagađenje vazduha u blizini lokacije od interesa usled kontakta sa zagađenjem (od 0 do 11 boda);
- Potencijal za direktan kontakt sa ljudima i/ili životinjama: emisije nastale u atmosferi (gasovi, pare, prašina itd.). Ako su emisije u vazduh očevidne blizu lokacije, postoji velika opasnost od direktnog zagađenja susednog životnog sveta i prirodnih resursa (od 0 do 5 bodova).

Autori Kontos i sar. (2005) su posmatrali potencijalni uticaj deponije na vazduh samo kroz parametar intenzitet i smer vetra, pri čemu nisu odredili pod-kriterijume za kriterijum Vazduh. Autori EVIAVE metodologije prvobitno nisu posmatrali vazduh kao receptor zagađenja sa deponije (*Calvo i sar., 2005; Zamorano i sar., 2006*), ali je u adaptirane i unapređene izvedbe

ovog modela inkorporiran vazduh kao novi kriterijum životne sredine u ulozi receptora zagađenja kojeg opisuje njegov kvalitet određen analizom odabranih gasova na teritoriji deponije (*Zamorano i sar., 2009; Arrieta i sar., 2016*).

Prema EU Direktivi (1999/31/EC) i nacionalnoj Uredbi ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) zahteva se monitoring kvaliteta vazduha kako bi se na vreme identifikovalo prekomerno zagađenje vazduha. Monitoring podaci kvaliteta vazduha služe da bi se kontinualno pratio kvalitet vazduha i trend zagađenja, kao i da se identifikuju pritisci. Ovi podaci treba da su dostupni javnosti. Monitoring podaci o kvalitetu vazduha su kompleksni, naročito za procenu uticaja deponije po životnu sredinu, zbog čega često dolazi do nesporazuma pri obradi podataka. Zbog toga se danas najčešće koriste kvantitativni pokazatelji, odnosno indeksi kvaliteta/zagađenja vazduha kojima se sumiraju kompleksni podaci u obliku jedinstvene vrednosti. Postoje različite definicije indeksa kvaliteta vazduha (AQI). Najjednostavnija definicija je: Indeks kvaliteta vazduha predstavlja alat za izražavanje koncentracije polutanata u vazduhu prema definisanoj skali. Drugim rečima, AQI se koristi kao jednostavna i lako razumljiva metoda za merenje kvaliteta vazduha u odnosu na efektne po ljudsko zdravlje i biotu. Zbog toga se za kvantifikaciju kriterijuma Kvalitet vazduha predlaže korišćenje odgovarajućeg oblika AQI.

Različite izvedbe AQI se koriste za opisivanje kvaliteta vazduha, pri čemu se ove metode najviše razlikuju po klasifikaciji konačnog rezultata i dodeljivanju boje odgovarajućoj klasi. Neki indeksi kvaliteta vazduha koriste se za dnevno opisivanje kvaliteta vazduha u urbanim sredinama (*Plaia i Ruggieri, 2011*), što ne odgovara svrsi MCDM modela. Forma indeksa kvaliteta vazduha korišćena od strane drugih autora za kvantitativnu ocenu kvaliteta vazduha na teritoriji deponije (*Nwakanma i sar., 2016*) je pogodnija za razvoj MCDM modela, ali će se nadalje razmotriti opravdanost upotrebe ovog kriterijuma.

2.3.2.1.28. Kriterijum Sadržaj biodegradabilnog otpada

U poglavlju 2.2. opisan je proces nastajanja deponijskog gasa. Kako je navedeno, produkcija deponijskog gasa uslovljena je mnogobrojnim faktorima, od kojih je najvažniji sadržaj biodegradabilnog dela otpada.

Autori Marceta i sar. (2021) koristili su sadržaj biodegradabilnog otpada kao pod-kriterijum za ocenu kriterijuma „Potencijal izvora emisije“. Kao opravdanje za korišćenje ovog pod-kriterijuma, autori su naveli da morfološki sastav otpada može značajno varirati u zavisnosti od ekonomskog razvoja, urbanizacije i starosti i obrazovanja stanovništva, što dalje uslovljava potencijal za generisanje, i samim tim oslobađanje deponijskog gasa, koji može osim metana, ugljen-dioksida i drugih konstituenata koji se u većoj količini nalaze u deponijskog gasa, sadržati različite konstituente u tragovima koji čak i u maloj količini mogu ispoljiti značajne negativne efekte na ljudsko zdravlje i životnu sredinu.

Ovaj kriterijum se često koristi za multi-kriterijmsko odlučivanje optimalne metode rukovanja i tretmana komunalnog otpada (*Coelho i sar., 2017*) i optimalne metode obnavljanja energije iz deponijskog gasa (*Yap i Nixon, 2015*). U ove svrhe kriterijum Količina biodegradabilnog otpada ima pozitivan ili neutralan ishod, zbog čega klasifikacija u ovom smislu nije pogodna. Iako se ovaj kriterijum često koristi za određivanje potencijala za generisanje deponijskog gasa, ne postoje jasno definisane klasifikacije, već se koristi kao ulazni parametar za dalje proračune

(*Toha i Rahman, 2023*). Stoga će se za potrebe ovog potencijalnog MCDM kriterijuma koristiti klasifikacija definisana od strane autora Marceta i sar. (2021).

2.3.2.1.29. Kriterijum Ljudsko zdravlje

Deponija otpada predstavlja lokaciju koja obuhvata obično relativno malu površinu, ali sadrži povećanu količinu zagađujućih materija. Stanovništvo u blizini deponije može doći u kontakt sa zagađenjem udisanjem supstanci koje se emituju sa deponije ili kontaktom sa zemljištem i vodom, direktno ili indirektno preko kontaminiranih proizvoda. Moguće negativne posledice po zdravlje ljudi izlaganjem zagađenju sa deponije kao izvora opisano je u poglavlju 2.2.

Otpad sa deponije nedvosmisleno može negativno uticati na ljudsko zdravlje, što je potrebno takođe sagledati prilikom procene uticaja deponije na životnu sredinu. Dodatna klasifikacija i definisanje kriterijuma Ljudsko zdravlje nije potrebno, zbog toga što se ovaj aspekt sagledao kroz primenu drugih parametara opisanih u prethodnim poglavljima, kao što su na primer Lokacija deponije (udaljenost od stambenih i drugih objekata), Rizik od poplave i Upotreba podzemne vode. Međutim, ljudsko zdravlje predstavlja neizostavan receptor zagađenja koje potiče sa deponije, stoga će se mogućnost adaptacije ovog kriterijuma razmatrati tokom razvoja MCDM modela.

2.3.2.1.30. Kriterijum Potencijal za generisanje deponijskog gasa

Deponijski gas predstavlja jedan od dva glavna vida oslobađanja zagađenja sa deponije. Proces nastajanja deponijskog gasa i njegov uticaj na životnu sredinu i zdravlje ljudi opisani su u poglavlju 2.2. U poglavlju 2.2. i 2.3.2.1.8. opisane su regulatorno propisane mere kontrole i monitoringa deponijskog gasa.

Kako je nekontrolisana emisija deponijskog gasa u direktnoj vezi sa zagađenjem vazduha, a indirektno drugih medijuma životne sredine, može se zaključiti da je količina deponijskog gasa u funkciji zagađenja vazduha (*Salami i Popoola, 2023*). Međutim, generalno nije dovoljno koristiti samo stepen emisije deponijskog gasa kao pokazatelj zagađenja vazduha, jer je moguće postojanje drugih izvora zagađenja u blizini teritorije ispitivane deponije, kao što su izduvni gasovi transportnih vozila, industrijska postrojenja, požari i erozija. U slučaju prisustva drugih izvora zagađenja, emisija deponijskog gasa može imati aditivan (kumulativan) efekat, odnosno može povećati koncentraciju zagađujućih materija u vazduhu tako da umesto umerenog rizika predstavljaju veliku opasnost. Ovaj kumulativan efekat nije moguće kvantifikovati poznavanjem samo količine deponijskog gasa koji se oslobađa sa deponije (*Pawłowska, 2014*). Čak i uz ovo ograničenje, količina oslobođenog deponijskog gasa predstavlja dobar indikator zagađenja vazduha, ukoliko se uzmu u obzir: starost deponije, stepen deponovanja otpada, tip otpada koji se deponuje i hidrometeorološki uslovi sredine (*Ghasemzade i Pazoki, 2017*). Pregledom literature zaključeno je da ne postoji klasifikacija ili rangiranje deponija komunalnog otpada na osnovu količine generisanog deponijskog gasa, i njegovog uticaja na kvalitet vazduha, što znači da se klasifikacija ovog kriterijuma mora izvršiti na drugačiji način.

Potencijal ili stepen produkcije/emisije deponijskog gasa na deponiji može se odrediti različitim matematičkim modelima zasnovanim na reakcijama nultog reda, prvog reda i

kompleksnim jednačinama. Najčešće korišćena metoda određivanja količine deponijskog gasa koji se generiše na datoj deponije je Model emisije deponijskog gasa (*eng. Landfill Gas Emissions Model*, LandGEM), koji za osnovu koristi reakcije prvog reda (*Andriani i Atmaja, 2019; Ramprasad i sar., 2022*). LandGEM je matematički model koji je razvila USEPA za potrebe određivanja potencijala generisanja metana, i deponijskog gasa uopšte, na deponijama u SAD-u. Ubrzo se model počeo globalno koristiti tako da se proceni emisija deponijskog gasa sa različitih deponije podešavanjem model parametara tako da odgovaraju datim uslovima sredine. Primena modela na globalnom nivou upravo je potvrdila da LandGEM predstavlja jednostavan i dovoljno pouzdan model za procenu potencijala generisanja deponijskog gasa sa deponije, čak i sa relativno ograničenom količinom ulaznih podataka (*Chandra i Ganguly, 2023*).

Produkcija deponijskog gasa dostiže vrhunac približno 5 do 7 godina od odlaganja komunalnog otpada ili drugog otpada sličnog sastava. Produkcija deponijskog gasa može se nastaviti čak i do 50 godine od zatvaranja deponije, međutim već ubrzo nakon zatvaranja deponije smanjuje se potencijal proizvodnje deponijskog gasa, a rizik po životnu sredinu zavisi i od primenjenih mera tokom procesa zatvaranja deponije. U vezi sa tim, može se zaključiti da se potencijal generisanja deponijskog gasa značajno smanjuje 5 godine nakon zatvaranja deponije (*Pawłowska, 2014*).

Autori Stanisavljević i sar. (2012) izvršili su procenu emisije deponijskog gasa 3600 identifikovanih deponija u Srbiji. U odnosu na zapreminu deponovanog otpada, autori su zaključili da deponije čija je zapremina otpada manja od 1000 m^3 imaju najmanji potencijal generisanja deponijskog gasa, pri čemu u ovu grupu spada približno 3300 identifikovanih deponija. Sa druge strane, najveći potencijal za generisanje deponijskog gasa pokazuju deponije sa zapreminom otpada većom od $100\,000 \text{ m}^3$, a ukupan identifikovani broj ovakvih deponija je 51. Uzumajući u obzir da veća količina deponijskog gasa ima veći potencijalni negativan uticaj na kvalitet vazduha, iz istraživanja Stanisavljević i sar. (2012) može se izvesti klasifikacija ovog kriterijuma:

- deponije koje proizvode manje od 100 m^3 deponijskog gasa godišnje i deponije na koje se ne odlaže otpad duže od 5 godina - klasa 1;
- deponije koje proizvode $1 \cdot 10^2 - 1 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ deponijskog gasa godišnje, ili deponije na kojima se otpad ne odlaže najmanje 5 godina - klasa 2;
- deponije koje proizvode $1 \cdot 10^3 - 1 \cdot 10^5 \text{ m}^3$ deponijskog gasa godišnje - klasa 3;
- deponije koje proizvode $1 \cdot 10^5 - 1 \cdot 10^8 \text{ m}^3$ deponijskog gasa godišnje - klasa 4;
- deponije koje proizvode više od $1 \cdot 10^8 \text{ m}^3$ deponijskog gasa godišnje - klasa 5.

2.3.2.1.31. Kriterijum Tip zemljišta

U poglavlju 2.3.2.1.26. opisano je zagađenje zemljišta pod uticajem deponije komunalnog otpada, a u poglavlju 2.2. opisani su procesi migracije zagađenja iz procedne vode u zemljište, kao i mogućnost oslobađanja zagađenja akumuliranog u zemljištu.

Zagađenje zemljišta pod uticajem deponije zavisi od stepena zadržavanja nosioca polutanata (procedne vode) u zemljištu i procesa koji se odigravaju (opisani u poglavlju 2.2.). Stepem zadržavanja procedne vode u zemljištu u funkciji je njegove vodopropustljivosti i površinskog

oticanja. Što je veća vodopropustljivost zemljišta to je veći rizik od zagađenja podzemne vode, a što je veći potencijal površinskog oticanja to je rizik po zagađenje površinskih voda veći. Vodopropustljivost i površinsko oticanje zavise od karakteristika zemljišta koje se mogu grupisati prema tipu zemljišta (*Lohani i sar., 2020*). Jedna od novijih metoda procene osetljivosti zemljišta je Indeks osetljivosti zemljišta (SVI), čija svhra je da se identifikuje intenzitet propuštanja i površinskog oticanja vode koja dolazi u kontakt sa zemljištem. Međutim, za računanje SVI ovi procesi su korisni u smislu zadržavanje vode i nutrijenata u zemljištu korišćenom za gajenje useva (*Phung i sar., 2023*), što je kontradiktorno u slučaju uticaja deponije na kvalitet zemljišta (*Rodrigues i Römkens, 2018*). Stoga je u slučaju upotrebe i klasifikacije ovog kriterijuma napogodnije posmatrati tip zemljišta u odnosu na njegove karakteristike u pogledu vodopropustljivosti i potencijala za oticanje. Autori Milanović i sar. (2010) izvršili su klasifikaciju zemljišta prema tipu i potencijalu zadržavanja zagađenja. Za potrebe određivanja osetljivosti zemljišta prema tipu zemljišta pod uticajem deponije moguće je izvesti prilagođenu klasifikaciju autora Milanović i sar. (2010):

- Peskuša, podzod, skeletno i skeletoidno zemljište - klasa 1;
- Solođ i solončak - klasa 2;
- Gajnjača i aluvijalno-deluvijalne akumulacije - klasa 3;
- Livadska crnica, smonica i mineralno barsko zemljište - klasa 4;
- Černozem i degradirani černozem - klasa 5.

2.3.2.2. Određivanje težinskih faktora MCDM kriterijuma

Dodeljivanje odgovarajućih težinskih faktora prethodno odabranih kriterijuma i podkriterijuma predstavlja proces određivanja njihovog značaja u odnosu na alternative koje se razmatraju, ciljeve koji su postavljeni MCDM metodom, kao i drugih faktora poput konteksta donošenja odluke, zainteresovanih strana, različitih ograničenja itd. Relativni značaj kriterijuma kvantifikuje se pomoću težinskih faktora koji predstavlja realan pozitivan broj i obično se kreće u opsegu 0-1, 1-2, 1-5 ili 1-100 (*Ozsahin i sar., 2021*). Najčešći pristup određivanja težinskih faktora zasniva se na pravljenju matrice koja sadrži kriterijume i alternative, gde donosioci odluka rangiraju važnost i značaj ovih kriterijuma u odnosu na željene ciljeve koje će postići odabirom alternativa (*French, 2023*).

Težinske faktore je praktično nemoguće odrediti u početnoj fazi razvoja MCDM modela, zbog čega je najbolji pristup određivanja težinskih faktora tokom razvoja modela uz eventualne kasnije adaptacije (*Odu, 2019*). Na primer, svi odabrani kriterijumi MCDM modela imaju važnu ulogu za procenu uticaja deponija na životnu sredinu, ali nemaju svi jednaki značaj. Zbog toga je potrebno na odgovarajući način definisati težinske faktore prema značaju i važnosti svakog od kriterijuma (*Linkov i sar., 2021*). Parametri po kojima se vrši određivanje težinskih faktora nisu jasno definisani i zavise od više faktora koji se uzimaju u obzir, kao što su dostupnost podataka, ekonomske mogućnosti, pouzdanost, potreba za učešćem eksperata, mogućnost adaptacije itd. Pri upotrebi MCDM moguće je učešće više donosioca odluka koji su po pravilu eksperti iz oblasti od interesa (*Taherdoost i Madanchian, 2023*), u ovom slučaju upravljanja otpadom i svih srodnih naučnih oblasti. Grupni proces odlučivanja je često korišćen pristup za dodeljivanje težinskih faktora kada ne postoji dovoljno podataka i informacija koji bi omogućili jasno definisanje težinskih faktora svakog kriterijuma. Ovaj pristup započinje

učesćem više donosioca odluka (eksperata iz oblasti upravljanja otpadom i zaštite životne sredine) koji na osnovu svojih iskustava i znanja sagledavaju važnost svakog od odabranih MCDM kriterijuma (*Linkov i sar., 2021*). Proces grupnog donošenja odluka je zahtevan zbog učešća većeg broja donosioca odluka, ali je glavna prednost ovakvog pristupa sinergističko odlučivanje uz manju nepouzdanost. Svaki donosioc odluke iskazuje svoj stav u odnosu na važnost odabranih kriterijuma, pri čemu ovu važnost iskazuje kvantitativno ili kvalitativno, zavisno od metode (*Selvan i sar., 2023*).

Postoji veliki broj različitih metoda za određivanje težinskih faktora odabranih kriterijuma, a one se generalno mogu podeliti na direktne i indirektne metode određivanja težinskih faktora (*Odu, 2019*), sa tim da se direktne metode danas mnogo češće koriste. Za donošenje odluka u oblasti zaštite životne sredine sve se češće koriste različite MCDM metode (*Taherdoost i Madanchian, 2023*), pri čemu se u ovu svrhu za određivanje težinskih faktora najčešće koriste sledeće metode:

- Analitički hijerarhijski proces (AHP) (opis u poglavlju 2.3.),
- Direktno dodeljivanje težine,
- Jednostavna multi-kriterijumska tehnika ocenjivanja (SMART) i
- Indirektne metode određivanja težinskih faktora zasnovane na teoretskim ili matematičkim osnovama (*Linkov i sar., 2021; Ozsahin i sar., 2021*).

Ove najčešće korišćene metode dodeljivanja težinskih faktora kriterijuma MCDM metode imaju jednu glavnu zajedničku manu, a to je mogućnost pojave nedoslednosti usled subjektivnosti tokom učešća donosioca odluka, sa tim da od navedenih metoda AHP ima srednju mogućnost nedoslednosti, dok metoda direktnog dodeljivanja težine i indirektne metode imaju najviši potencijal pojave nedoslednosti (*Németh i sar., 2019*). Postoje i druge često korišćene metode određivanja težinskih faktora poput OWA (*eng. ordered weighted averaging*), TODIM, ANP (*eng. analytic network process*), i F(uzzy)ANP, GST (*eng. grey systems theory*) i MULTIMOORA (*Rezaeisabzevar i sar., 2020*), međutim neke od ovih metoda su komplikovane i vremenski zahtevne, a neke su podložne čak i većoj subjektivnosti (*Németh i sar., 2019; Linkov i sar., 2021*). U cilju razvoja jednostavne, pouzdane i manje subjektivne metode, autori Pamučar i sar. (2018) razvili su FUCOM metodu čija sve veća upotreba ukazuje na značajan potencijal.

Direktno dodeljivanje težine

Direktno dodeljivanje težine, ili Direktno rangiranje, predstavlja veoma jednostavnu metodu rangiranja važnosti, odnosno značaja kriterijuma učesćem donosioca odluka. Ovom metodom donosioci odluka prema svom nahođenju i bez ograničenja u smislu definisanog metričkog sistema dodeljuju datu vrednost kojom označavaju značaj datog kriterijuma bez potrebe za poređenjem sa drugim kriterijumima (*Arbel, 1989*). Učešće donosioca odluka je takvo da treba da da odgovore na određeni broj upita, tako da ukoliko postoji n kriterijuma, korišćenjem ove metode donosioci odluka treba da odgovore na n upita. Najveće prednosti metode Direktnog dodeljivanja težine jeste njena jednostavnost, ne zahteva korišćenje softvera i potreba za najmanjom količinom resursa u odnosu na druge metode. Glavni nedostatak ove metode je subjektivno učešće donosioca odluka, pri čemu se mogu javiti nedoslednosti i sklonosti donosioca odluka ka kriterijumima koji su po njihovom subjektivnom mišljenju važniji

(*Németh i sar., 2019*), iako pojedini autori smatraju da ovo ne mora biti slučaj ukoliko se vrši kontrola učešća donosioca odluka kojima je kontekst donošenja odluke dobro objašnjen (*Ishizaka i sar., 2012*).

SMART

Jednostavna multi-kriterijumska tehnika ocenjivanja (SMART) predstavlja metodu osmišljenu da pruža jednostavan način implementacije multi-kriterijumske teorije. Glavna prednost ove metode je pojednostavljeni pristup učešća donosioca odluka tako da se postiže bolje razumevanje procesa donošenja odluke (*Selvan i sar., 2023*). Slično kao u metodi Direktnog dodeljivanja težine, ocenjivanje alternativa se vrši direktno, skalom prirodnih brojeva. SMART metoda obuhvata ceo proces multi-kriterijumske metode odlučivanja, počevši od identifikacije ciljeva i problema, do konačnog rangiranja alternativa i donošenja odluke (*Taherdoost i Madanchian, 2023*).

Značaj svakog od kriterijuma određuje se učešćem jednog ili više donosioca odluka, i ovo predstavlja jedini deo SMART metode koji je podložan subjektivnosti. Težinski faktori kriterijuma se određuju tako da donosioci odluka uzimaju u obzir određene ocene ili vrednosti datih kriterijuma. U početku, podešavaju se vrednosti kriterijuma tako da opisuju najgori scenario, nakon čega donosioci odluka rangiraju kriterijume po njihovoj važnosti, odnosno značaju za alternative. Najviše rangirani kriterijum dobija vrednost težinskog faktora 100, a drugi kriterijumi dobijaju vrednosti u odnosu na njihov značaj iskazan preko mišljenja donosioca odluka, a u odnosu na najviše rangirani kriterijum (*Selvan i sar., 2023*). Sledeći korak je normalizacija težinskih faktora tako da se lakše mogu interpretirati i koristiti. Normalizacija težinskih vrednosti najčešće se vrši tako da zbir svih težinskih faktora bude 1 (*Taherdoost i Madanchian, 2023*).

Indirektna metoda određivanja težinskih faktora EVIAVE metodologije

Autori unapređenog oblika EVIAVE metodologije (*Arrieta i sar., 2016; Aryampa i sar., 2021*) su koristili jednostavan pristup indirektno metode odlučivanja, odnosno dodeljivanja vrednosti težinskih faktora, zasnovanu na sledećem:

- veliki broj korišćenih kriterijuma obuhvata većinu faktora uticaja deponije na životnu sredinu čime se eliminiše potreba za povećavanjem značaja određenih kriterijuma. Primer ovoga jeste kriterijum „Kontrola procedne vode“ koji je veoma značajan u pogledu uticaja deponije na životnu sredinu, jer jedan od glavnih izvora zagađenja predstavlja nekontrolisana procedna voda. Na osnovu toga ovaj kriterijum bi trebao da ima veći značaj u odnosu, na primer, na kriterijum „Starost deponije“. Zbog toga, da bi se napravila razlika u značaju, se kao kriterijumi koriste i drugi faktori uticaja deponijske procedne vode na životnu sredinu, kao što su „Količina padavina“, „Vodopropustljivost podloge“ i „Osetljivost podzemnih voda“;
- svi kriterijumi uticaja deponije na životnu sredinu su klasifikovani bodovanjem u opsegu od 1 (najbolji) do 5 (najgori) i time je već izvršena kvantifikacija svakog od kriterijuma u jednakom opsegu.

Uzimajući u obzir prethodno rečeno, autori su sagledali međusobni značaj ovih kriterijuma i zaključili da neki imaju veći značaj. Shodno tome, težinski faktori su određeni na osnovu koncepta strukturnih elemenata na mestu emisije. Prema ovom konceptu elementi koji direktno utiču na medijume životne sredine se razmatraju pri određivanju težinskih faktora, i to:

- 1) Prisustvo organske materije. Prisustvo organske materije na mestu emisije utiče direktno na:
 - produkciju deponijskog gasa, koji dalje utiče na vazduh, površinske vode i podzemne vode;
 - produkciju procedne vode koja utiče na zemljište, podzemne vode i površinske vode.
- 2) Vlažnost otpada. Postojanje vode unutar mesta emisije (otpada) direktno utiče na:
 - produkciju deponijskog gasa;
 - produkciju procedne vode.
- 3) Gustina otpada. Veća ili manja gustina otpada, uzimajući u obzir i površinski sloj, direktno utiče na:
 - produkciju deponijskog gasa;
 - produkciju procedne vode.

Vrednosti težinskog faktora mogu biti 1 ili 2, u zavisnosti od odnosa između kriterijuma i prethodno navedenih strukturnih elemenata na izvoru zagađenja. Ova tri strukturna elementa učestvuju u glavnim biohemijskih i fizičkim procesima koji se odvijaju na izvoru zagađenja, utičući na produkciju deponijskog gasa i procedne vode. Na taj način utiču direktno ili indirektno na sve kriterijume. Na primer, kriterijum „Kontrola procedne vode“ utiče na površinsku vodu, podzemnu vodu i vazduh, zbog čega dobija težinski faktor 2, jer je kriterijum u direktnoj vezi sa strukturnim elementom „Vlažnost otpada“ i samim tim veću produkciju procedne vode i posledično većeg rizika od kontaminacije. Težinski faktor takođe dobija vrednost 2 kada kriterijum direktno utiče na strukturne elemente, iako ne mora direktno biti povezan sa elementima životne sredine.

Neki kriterijumi uticaja deponije imaju veći značaj za pojedine elemente životne sredine. Drugim rečima, neki kriterijumi će imati drugačije težinske faktore za drugačiji element životne sredine. Na primer, ovo je slučaj za kriterijum „Kontrola procedne vode“ koji ima težinski faktor 1 za element „Zemljište“, i težinski faktor 2 za elemente „Površinska voda“ i „Podzemna voda“. Ukoliko kriterijum utiče direktno na strukturne elemente ili deskriptore životne sredine dobija vrednost težinskog faktora 2, u suprotnom vrednost težinskog faktora je 1.

FUCOM

Cilj razvoja FUCOM metode autora Pamučar i sar. (2018) je određivanje težinskih faktora na jednostavan, pouzdan i manje subjektivan način. FUCOM se zasniva na metodi parnog poređenja sa validacijom dobijenih rezultata određivanjem devijacije od maksimalne doslednosti (DMC). U poređenju sa AHP metodom, FUCOM ima manji broj poređenja kriterijuma. Manje subjektivan pristup postiže se upotrebom algoritma prikazanog u tabeli 17, prema kome se parna poređenja odabranih kriterijuma od strane donosioca odluka vrši sa mnogo manje varijacija.

FUCOM algoritam ima 5 glavnih koraka. U prvom koraku, eksperti rangiraju kriterijum (C_j) po važnosti. Drugi korak uključuje određivanje vektora komparativnih značaja evaluacije kriterijuma. Drugim rečima, vrši se određivanje značaja određenog kriterijuma u poređenju sa prvim više rangiranim kriterijumom. U trećem koraku definišu se ograničenja nelinearne optimizacije modela. Prvo ograničenje je da odnos težinskih faktora mora biti jednak komparativnom prioritetu između posmatranih kriterijuma definisanih u drugom koraku. Drugo ograničenje je da konačne vrednosti težinskih faktora moraju zadovoljiti uslove matematičke tranzitivnosti (potpuna doslednost se postiže ukoliko je tranzitivnosti u potpunosti postignuta). Četvrti korak predstavlja definisanje modela za računanje konačnih vrednosti težinskih faktora kriterijuma. Poslednji, peti korak predstavlja određivanje konačnih vrednosti težinskih faktora.

Iako je ovo relativno novija metoda u poređenju sa drugim, sličnim metodama određivanja težinskih faktora, zbog svojih prednosti pronašla je primenu u različitim oblastima donošenja odluka. Autori Badi i Kridish (2020) koristili su FUCOM-CODAS metodu za određivanje lokacije za pozicioniranje deponije u Libiji, pri čemu su istakli prednosti FUCOM metode u smislu manje subjektivnosti i veće doslednosti tokom procesa donošenja odluka. Pozitivni aspekti FUCOM metode su potvrđeni i kroz druge studije različitih problema donošenja odluka, kao što su: procena rizika energetskog sektora (*Rehman i sar., 2022*); procena vozila na alternativna goriva (*Pamucar i sar., 2021*); prioritizacija novih infrastrukturnih projekata (*Pamucar i sar., 2022*); određivanje pokazatelja za investiranje u kriptovalute (*Böyükaslana i Ecer, 2021*).

Tabela 17. Algoritam FUCOM metode

Korak FUCOM algoritma	Matematički iskaz
Korak 1	$C_{j(1)} > C_{j(2)} > \dots > C_{j(k)}$
Korak 2	$\phi = (\phi_{1/2}, \phi_{2/3}, \dots, \phi_{k/(k+1)})$
Korak 3	Ograničenje 1: $w_k/w_{k+1} = \phi_{k/(k+1)}$ Ograničenje 2: $\phi_{k/(k+1)} \otimes \phi_{(k+1)/(k+2)} = \phi_{k/(k+2)}$
Korak 4	$\min \chi$ s.t. $\left \frac{w_j(k)}{w_j(k+1)} - \phi_{k/(k+1)} \right \leq \chi, \forall j$ $\left \frac{w_j(k)}{w_j(k+2)} - \phi_{k/(k+1)} \otimes \phi_{(k+1)/(k+2)} \right \leq \chi, \forall j$ $\sum_{j=1}^n w_j = 1, \forall j$ $w_j \geq 0, \forall j$
Korak 5	$(w_1, w_2, \dots, w_n)^T$

2.3.2.3. Analiza osetljivosti MCDM

Određivanje relativnog značaja različitih kriterijuma je veoma kompleksan zadatak i često ima veoma veliki značaj u MCDM metodi. Sve informacije potrebne za određivanje težinskih faktora često nisu dostupne, ili su potrebni značajni resursi za pribavljanje ovih informacija, a ujedno ne postoje idealni ulazni podaci za određivanje vrednosti odabranih kriterijuma. Zbog toga obično eksperti iz oblasti problematike za koju se donosi odluka učestvuju u odabiru kriterijuma, načina rangiranja kriterijuma i određivanju težinskih faktora, kako bi svojim

znanjem i iskustvom nadomestili sve nedostatke informacija i podataka (*Maliene i sar., 2018*). Sa druge strane, upravo stavovi i percepcija eksperata može značajno varirati u zavisnosti od njihove uže struke i pređašnjih iskustava (*Mukhametzyanov i Pamučar, 2018, Munier, 2021*).

Do sada je više puta dokazano da različite MCDM metode primenjene za rešavanje istog problema mogu dati drugačije rezultate/zaključke, zbog čega se zaključuje i da sam odabir MCDM metode može prouzrokovati nedoslednost tokom procesa donošenja odluke. U zavisnosti od korišćene MCDM metode značaj kriterijuma može imati veći ili manji uticaj na krajnji rezultat. Upotrebljivost nekog MCDM modela je u funkciji njegove preciznosti i pouzdanosti dobijenih rezultata (*Maliene i sar., 2018*). Generalan zaključak je da je bolje koristiti MCDM metodu koja je manje osetljiva na subjektivne procene donosioca odluke, naročito tokom određivanja težinskih faktora odabranih kriterijuma (*Munier, 2021*), kao što je FUCOM metoda (*Pamučar i sar., 2018*). Da bi se procenila subjektivnost pojedinih koraka MCDM modela, i doslednost procesa donošenja odluka, koristi se analiza osetljivosti. Sve je veći trend korišćenja analize osetljivosti koja je danas prepoznatljiva do te mere da postaje sastavni deo većine MCDM modela.

Postoji više ciljeva analize osetljivost: 1) da se odredi za koje kriterijume je potrebno izvršiti dodatna istraživanja radi boljeg razumevanja i posledično izbegavanja lošeg tumačenja samog kriterijuma, njegovih vrednosti i konačnih rezultata; 2) da se izdvoje i odbace kriterijumi koji nisu značajni za MCDM model; 3) da se identifikuju podaci koji u najvećoj meri doprinose nedoslednosti ili nepouzdanosti konačnih rezultata; 4) da se identifikuju kriterijumi koji imaju najveći uticaj na konačne rezultate; i 5) da se odredi efekat promene težinskih faktora ili vrednosti kriterijuma na MCDM model.

Analiza osetljivosti je dakle veoma važan korak MCDM procesa za procenu robusnosti dobijenih rezultata. Postoje mnoge različite metode analize osetljivosti rezultata multi-kriterijumske metode odlučivanja (*Munier, 2021*). Metode analiza osetljivosti koje još uvek nisu verifikovane većim brojem studija se neće uzeti u razmatranje, što važi i za nove, predložene metode. Odabir metode analize osetljivosti umnogome zavisi od dizajna i koraka odabrane MCDM metode (*Mukhametzyanov i Pamučar, 2018*). Generalno, analiza osetljivosti se zasniva na praćenju promena u konačnim rezultatima (odlukama, rangiranjima) MCDM modela, promenom nekog od sastavnih delova MCDM modela: cilja, kriterijuma i pod-kriterijuma i težinskih faktora (*Munier, 2021*). Uzimajući u obzir da je cilj MCDM metoda koje će se koristiti za istraživanja u ovoj doktorskoj disertaciji dobro definisan, i da će se korišćenjem dva različita modela sa istim kriterijumima, odnosno pod-kriterijumima, praktično izvršiti analiza osetljivosti poređenjem rezultata dva modela, analiza osetljivosti odabranih MCDM metoda može se izvršiti na dva načina: promenom vrednosti kriterijuma i promenom vrednosti težinskih faktora. Stoga, za analizu osetljivosti koja bi bila u skladu sa istraživanjima ove doktorske disertacije mogu se potencijalno primeniti sledeći alati:

- **Indeksi osetljivosti:** Indeksi osetljivosti predstavljaju matematičku meru kvantifikacije osetljivosti rezultata MCDM prema promenama vrednosti kriterijuma ili težinskih faktora. Ciljevi indeksa osetljivosti mogu biti da se kvantitativno ukaže na kriterijume od najvećeg značaja u odnosu na konačni rezultat, odredi relativni značaj kriterijuma i proceni robusnost MCDM modela.

- **Monte Carlo simulacija:** Monte Carlo simulacija je statistička metoda po kojoj se nasumično biraju kriterijumi i/ili težinski faktori i simuliraju njihove promene kako bi se ispratio uticaj na nedoslednost i varijabilnost konačnih rezultata MCDM. Ova metoda analize osetljivosti započinje definisanjem više različitih scenarija zasnovanih na setu različito generisanih vrednosti kriterijuma ili težinskih faktora. Monte Carlo simulacija pruža opseg različitih mogućih ishoda, kao i verovatnoće dostizanja tih ishoda, što omogućuje donosiocima odluka da procene robusnost i pouzdanost MCDM modela (*Borgonovo i Plischke, 2016*).
- **Analiza scenarija:** Analiza scenarija je metoda analize osetljivosti koja uključuje modifikaciju vrednosti kriterijuma ili težinskih faktora zasnovano na predefinisanim scenarijima ili pretpostavkama. Ova metoda pomaže donosiocima odluka da identifikuju kako različiti scenariji utiču na konačan rezultat, što omogućava da se sagledaju posledice promena vrednosti kriterijuma ili težinskih faktora. Dodatno, vrši se procena robusnosti i pouzdanosti MCDM modela. Ovakav pristup analize osetljivosti koristili su autori Lolos i sar. (2007) i Ubavin i sar. (2017).
- **Analiza robusnosti:** Ova metoda analize osetljivosti uključuje modifikaciju težinskih faktora odabranih kriterijuma kako bi se procenila robusnost MCDM modela, što pomaže donosiocima odluka da procene kako promene težinskih faktora utiču na konačan rezultat MCDM. Analiza robusnosti može se koristiti da se identifikuje kako značaj kriterijuma može imati uticaj na konačne odluke ili rangiranje. Drugim rečima, analiza robusnosti jeste određivanje vrednosti težinskih faktora koji daju prihvatljive konačne odluke shodno posmatranim alternativama (*Munier, 2021*).

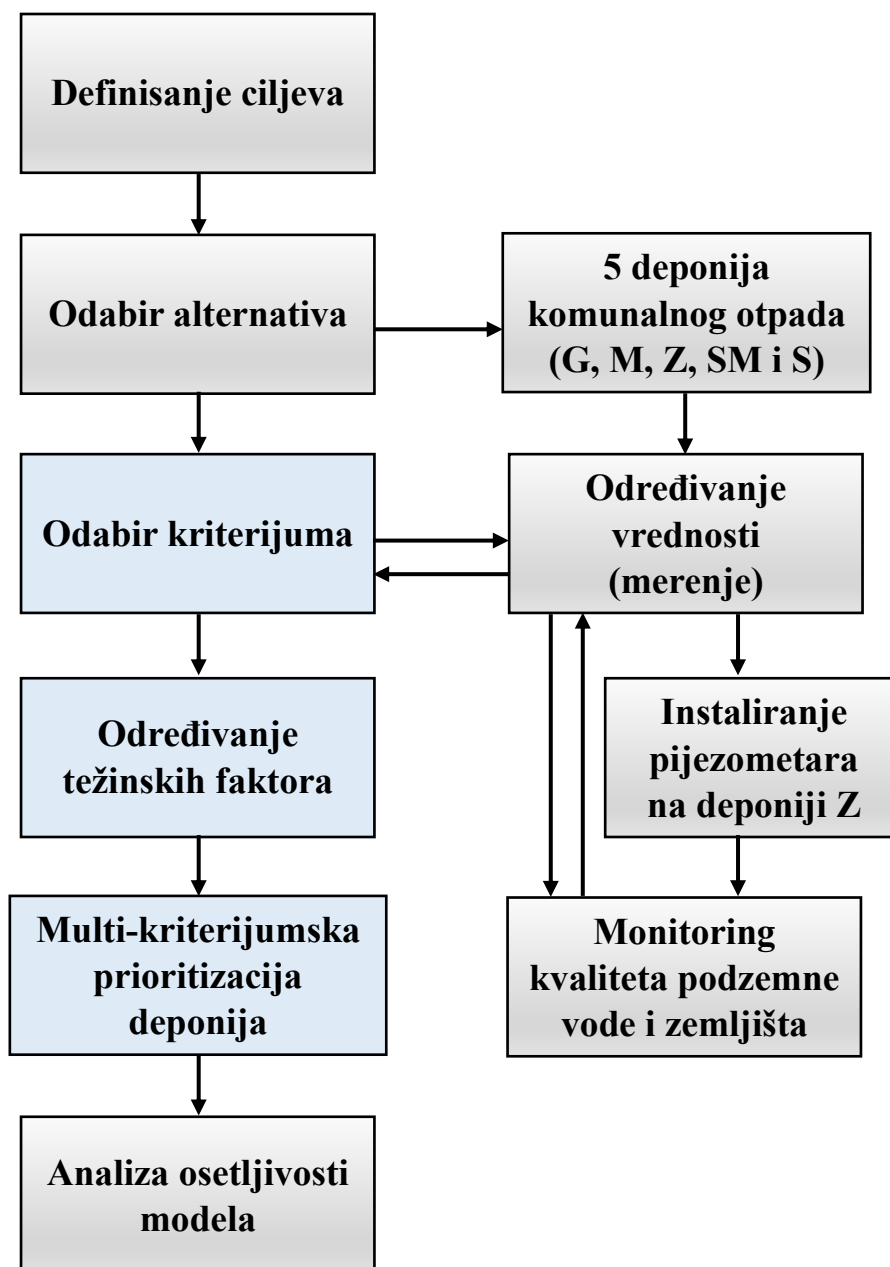
U odnosu na konačne rezultate dobijene korišćenjem dva definisana MCDM modela u okviru ove doktorske disertacije, kao i zaključaka poređenja rezultata ovih dva modela, određiće se potreba za analizom osetljivosti, i ukoliko se pokaže potreba za tim odabraće se najpogodniji pristup.

3. MATERIJALI I METODE

Glavni cilj doktorske disertacije, razvoj multi-kriterijumske metode odlučivanja za potrebe prioritizacije deponija za sanaciju i/ili zatvaranje, zasnovan je na holističkom, odnosno metodološkom višefaznom pristupu postizanja ovog cilja. Za ovu potrebu, razvijena su i adaptirana dva suštinski različita MCDM modela: SAW-FUCOM i EVIAVE. Ova dva modela suštinski se razlikuju, ali u kontekstu njihove upotrebe imaju isti cilj, a to je rangiranje neuređenih i kontrolisanih deponija komunalnog otpada na osnovu njihovog uticaja na životnu sredinu. Holističkim pristupom zasnovani razvoj (i adaptacija) prethodno navedenih modela definisan je kroz šest osnovnih, međusobno povezanih, sukcesivnih koraka istraživanja, grafički prikazanih na slici 21:

- **Definisanje ciljeva i konteksta:** Temelj svake MCDM metode jeste dobro poznavanje i definisanje ciljeva procesa donošenja odluke, kao i poznavanje i razumevanje šireg konteksta problema i potencijalnih uticaja konačno donešenih odluka. Vodeći se pravilom da MCDM model može biti onoliko pouzdan koliko je jasno definisan, u ovom koraku odabrani su i jasno definisani ciljevi, kao i ograničenja i granice MCDM modela, čime će se postaviti osnova pouzdanog i doslednog procesa donošenja odluka.
- **Odabir alternativa:** S obzirom da ishod MCDM modela predstavlja ocenjivanje alternativa, njihov odabir je izvršen na način da se obuhvati širi opseg različitih karakteristika nesanitarnih deponija u regionu od interesa. Sa ciljem omogućavanja analize performansi MCDM modela odabrano je pet nesanitarnih deponija komunalnog otpada, na kojima je uspostavljen monitoring kvaliteta podzemnih voda i zemljišta.
- **Odabir kriterijuma i pod-kriterijuma:** Kako (pod)kriterijumi predstavljaju parametre po kojima se ocenjuju, odnosno mere performanse odabranih alternativa, njihov odabir je izvršen u skladu sa ciljevima i kontekstom MCDM modela, dostupnosti relevantnih podataka u odnosu na opravdanost njihove upotrebe, mogućnostima njihove primene na veći broj deponija, opštim zahtevima MCDM i opravdanoj potrebi integrisanja monitoringom dobijenih rezultata analize kvaliteta podzemne vode i zemljišta pod uticajem ispitivanih deponija.
- **Određivanje težinskih faktora:** Za EVIAVE model korišćene su predefinisane vrednosti težinskih faktora pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije, dok je za SAW-FUCOM model korišćena FUCOM metoda definisanja težinskih faktora svih pod-kriterijuma učešćem pet donosioca odluka, eksperata iz oblasti procene uticaja deponija komunalnog otpada na životnu sredinu. Kroz pet nivoa FUCOM algoritma donosioci odluka su dodelili značaj svakog pod-kriterijuma prema grupi kriterijuma.
- **Multi-kriterijumska prioritizacija:** Konačne ocene ispitivanih deponija dodeljene su korišćenjem izračunatih vrednosti MCDM modelima pripadajućih kriterijuma. Shodno MCDM modelima dobijenih ocena ispitivanih deponija formirane su liste prioriteta deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu.
- **Analiza osetljivost:** Za potrebe analize osetljivosti procesa multi-kriterijumske prioritizacije ispitivanih deponija na osnovu procene uticaja na životnu sredinu izvršena je primena dva različita MCDM modela: SAW-FUCOM i EVIAVE. Pored toga, definisana su dva scenarija, odnosno dve izvedbe primenjenih MCDM modela: integrisani (sa korišćenjem monitoring podataka kvaliteta podzemne vode i zemljišta)

i probabilistički (bez korišćenja monitoring podataka). Tokom multi-kriterijumske prioritizacije ispitivanih deponija sprovedena je analiza primene dva različita MCDM modela (SAW-FUCOM i EVIAVE), i njihovih izvedbi (integrisana i probabilistička), pri čemu su analizirani rezultati svakog koraka, odnosno nivoa njihove primene, kako bi se identifikovali faktori koji u najvećoj meri prave razliku dobijenih rezultata. Nakon dobijanja konačnih ocena (formiranja liste prioriteta) ispitivanih deponija poredene su ocene i zaključci dva različita modela i njihovih izvedbi. Konačno, izvršena je procena uticaja korišćenja dva različita MCDM modela na ishod procesa multi-kriterijumskog odlučivanja.



Slika 21. Pojednostavljeni tok razvoja i primene multi-kriterijumskih metoda odlučivanja za prioritizaciju deponija komunalnog otpada za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu. Plavom bojom su označeni koraci koji se menjaju u zavisnosti od primenjenog MCDM modela (SAW-FUCOM i EVIAVE)

3.1. Definisanje ciljeva

Prvi korak i osnova svakog MCDM modela jeste definisanje ciljeva i konteksta u vezi sa problemom za koji je potrebno doneti odluku. Kako je u poglavlju 2.3. opisano, multi-kriterijumska metoda odlučivanja može imati više ciljeva, ali je uvek potrebno definisati jedan glavni cilj. Glavni cilj definisan je kao prioritizacija deponija komunalnog otpada za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu, uključujući biotu i zdravlje ljudi.

Odlaganje komunalnog otpada na deponije predstavlja važan element integrisanog upravljanja otpadom zbog čega deponije imaju veoma važnu ulogu, ali ujedno deponije mogu ispoljiti značajne negativne uticaje na životnu sredinu, opisane u poglavlju 2.2. Naročiti problem predstavljaju nesantitarne deponije vršeci emisiju različitih polutanata kroz nekontrolisanu procednu vodu i deponijski gas. Države u razvoju, poput Republike Srbije, u najvećoj meri su suočene sa problemima neadekvantog upravljanja otpadom kao rezultat ograničenog budžeta za komunalne delatnosti, nedostatka razumevanja problema i nedovoljno dostupnih podataka. Zbog toga zatvaranje i remedijacija nesantitarnih deponija komunalnog otpada predstavlja kritičan problem upravljanja otpadom svih zainteresovanih strana.

Prvi korak u rešavanju problema negativnog uticaja postojećih deponija komunalnog otpada na životnu sredinu jeste identifikacija i kvantifikacija problema, odnosno identifikacija deponija i procena njihovog uticaja na životnu sredinu. Uticaj deponija, odnosno deponovanog otpada na životnu sredinu uslovljen je brojnim faktorima koji se bitno razlikuju između deponija komunalnog otpada, zbog čega je realno pretpostaviti da se i uticaji na životnu sredinu deponija u značajnoj meri razlikuju, odnosno da sa aspekta uticaja na životnu sredinu postoje deponije koje zavređuju posebnu pažnju, kao i deponije koje ne predstavljaju prioritet.

Usled velikog broja faktora od značaja za procese koji će se odvijati na deponiji postupak evaluacije deponija sa aspekta uticaja na životnu sredinu je kompleksan postupak. Veliki broj deponija komunalnog otpada, česta ograničenost u pogledu preduslova za istraživanja stanja životne sredine i potreba za drugim investicijama u oblasti životne sredine ograničavaju opseg istraživanja i broj deponija na kojima će se vrši istraživanja, što ukazuje na potrebu za pronalaženjem racionalnog rešenja za definisanje prioriteta za sanaciju i zatvaranje.

Jedan od zahteva da Republika Srbija postane država članica Evropske Unije jeste usklađenost sa politikom Evropske Unije o upravljanju životnom sredinom (poglavlje 27), pri čemu je prema izveštaju Evropske Unije za 2022. godinu (*European Commission, 2022*) kao važan nedostatak navedeno da se zatvaranje deponija u Republici Srbiji ne radi na sistematski način, čime se raspoloživa sredstva za to ne koriste na optimalan način, odnosno tamo gde je negativan uticaj na životnu sredinu najveći.

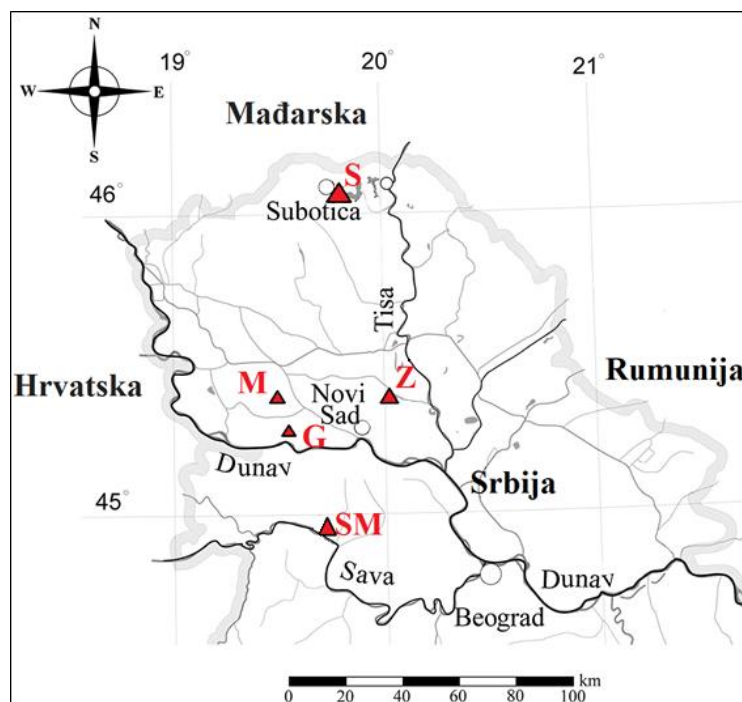
Prethodno navedeno predstavlja osnovu i kontekst potrebe donošenja odluke za MCDM model. Potrebno je takođe navesti da ne postoji idealan MCDM model, a MCDM model može biti pozdan toliko koliko su ciljevi dobro definisani i kontekst donošenja odluka dobro poznat. Stoga su odgovarajućim odabirom alternativa postavljene prostorne granice primene MCDM modela, što je teritorija AP Vojvodina. Drugim rečima, određena pouzdanost modela važi samo za deponije na teritoriji Vojvodine, što će biti teritorijalna osnova za posmatranje šireg konteksta problema iz oblasti donošenja odluka. Geografske i hidrološke karakteristike područja Vojvodine ukazuju da je rizik od kontaminacije životne sredine zagađenjima sa nesantitarnih deponija povećan, pre svega u domenu kontaminacije zemljišta i podzemnih voda.

Uzevši u obzir činjenicu da je javno snabdevanje stanovništva Vojvodine vodom orjentisano isključivo na korišćenje podzemnih voda, neophodan je adekvatan pristup upravljanja rizikom. Drugo važno ograničenje modela jeste da je pouzdanu primenu modela moguće izvršiti samo za deponije komunalnog otpada, isključujući druge deponije poput deponija industrijskog otpada. To ne znači da se ovi modeli ne mogu koristiti za deponije na drugim teritorijama ili za druge tipove deponija, već znači da se u tom slučaju moraju adaptirati delovi MCDM modela tako da odgovara drugačijim uslovima, što će minimum znači ponovni odabir kriterijuma i ponovljeno određivanje težinskih faktora.

3.2. Odabir alternativa (deponija komunalnog otpada)

Nedovoljno razvijen sistem upravljanja otpadom u poslednjih nekoliko decenija rezultirao je velikim brojem lokacija na kojima je otpad odlagan ili se i dalje odlaže na neadekvatan način. Na teritoriji AP Vojvodine identifikovano je ukupno 570 takvih lokacija, dok je ukupan broj lokacija na kojima je odlagan otpad u Republici Srbiji preko 3500. Pomenute lokacije obuhvataju tzv. kontrolisane, neuređene i divlje deponije (smetlišta). Kontrolisanim deponijama smatraju se one na kojima se primenjuju pojedine mere pravilnog zbrinjavanja otpada, a koje ne pružaju dovoljan stepen zaštite životne sredine da bismo ih kategorisali kao bezbedne, sanitarne deponije (Krcmar i sar., 2018; Marceta i sar., 2021).

Za potrebe određivanja performansi MCDM modela odabrano je 5 različitih nesanitarnih deponija komunalnog otpada: deponija u Subotici (S), deponija u Sremskoj Mitrovici (SM), deponija u Žablju (Z), deponija u Magliću (M) i deponija u Gložanu (G). Preliminarnom procenom uticaja na životnu sredinu, ovih pet deponija pokazale su se kao dobre „model“ deponije komunalnog otpada, zbog različitosti i prepoznatih problema koje predstavljaju, čineći ih odgovarajućim za određivanje performansi MCDM modela (Tenodi i sar., 2019). Na slici 22 prikazane su lokacije odabranih nesanitarnih deponija komunalnog otpada.



Slika 22. Lokacije nesanitarnih deponija komunalnog otpada odabranih kao alternative MCDM modela

Odabrane deponije razlikuju se po svojim karakteristikama (veličini, starosti, lokaciji, itd.), tako da se obuhvati što širi opseg mogućih vrednosti MCDM kriterijuma, čime će se testirati pouzdanost i poverljivost MCDM modela. Ove deponije predstavljaju alternative koje će se ocenjivati MCDM modelima u cilju formiranje liste prioriteta ispitivanih deponija za sanaciju i/ili zatvaranje u na osnovu procene uticaja na životnu sredinu. Opis odabranih deponija dat u nastavku se odnosi na period 2015. i 2019. godine, kada je izvršeno uzorkovanje i karakterizacija uzoraka.

3.2.1. Deponija G kod Gložana i deponija M kod Maglića

Deponije G i M predstavljaju dve neuređene deponije manje površine (1,15 ha (G) i 1,63 ha (M)) na teritoriji opštine Bački Petrovac, koja spada u Južno-bački okrug AP Vojvodine. Po podacima iz 2004. opština zauzima površinu od 158 km² (od čega poljoprivredna površina predstavlja 14 192 ha, a šumsku 136 ha). Njena teritorija čini deo vojvođanske ravnice, ispresecane vodotocima i plovnom mrežom kanala DTD u okruženju teritorije opštine Bačka Palanka, Vrbas i grada Novog Sada u Bačkoj i opštine Beočin u Sremu na južnoj granici sa rekom Dunav.

Kako je navedeno u prostornom planu opštine Bački Petrovac, pored glavne deponije, u neposrednoj blizini naselja Maglić i Gložan, postoje deponije komunalnog otpada koje nisu sanitarno uređene i na njima se ne vrše nužne mere zaštite. Deponije ne poseduju potrebnu dokumentaciju, što ograničava pouzdanost dostupnih informacija vezanih za ove deponije. Podaci o količinama otpada koje se odlažu na ove dve deponije prikazane su u tabeli 18. Podaci o sastavu otpada predstavljaju procene zaposlenih u komunalnim preduzećima zaduženim za sakupljanje otpada na teritoriji opštine Bački Petrovac. Procenjena zapremina otpada na deponiji G iznosi 8050 m³, dok za deponiju M iznosi 8150 m³, što je približno slično.

Na području opštine Bački Petrovac zastupljena su tri morfološka oblika terena idući u pravcu sever-jug i to: lesna terasa, aluvijalna terasa i aluvijalna ravan. Deponija G nalazi se u graničnom delu između lesne terase i aluvijalne terase. Na ovoj teritoriji postoje tri osnovna tipa zemljišta: livadska crnica, černozem i ritsko zemljište. Zemljište na teritoriji deponije G odlikuje se relativno dubokim humusnim horizontom i povoljnim vodno-vazдушnim, hemijskim i proizvodnim karakteristikama. Deponija M se dominantno nalazi na teritoriji lesne terase (apsolutna visina se kreće od 83 do 89 m). U geološkom sastavu dominira les debljine 3 do 5 m. Najveći prirodni vodotok u blizini deponija je reka Dunav, koja je od deponije G udaljena 3,6 km, a od deponije M približno 11,7 km.

Nivo podzemnih voda usmeren je prema Dunavu. Teritorija deponije M ima prosečnu visinu podzemne vode od 81 do 82 mm. Prosečni nivo podzemne vode kod deponije G ima jak nagib prema Dunavu tako da opada od 81 do 77 mm, što uslovljava i pravce kretanja tih voda. S obzirom da je podzemno razvođe zapadno od opštine, teritorija cele opštine je u zoni oticanja podzemnih voda na istok prema Vizić bari i na jug prema Dunavu. Zbog ovakvog prosečnog nivoa podzemnih voda niski predeli su ranije bili veoma zabareni i zamočvareni.

Na osnovu analiziranih klimatskih uslova (temperature vazduha, osunčanja, oblačnosti, padavina, vlažnosti vazduha i vetra) može se zaključiti da u području opštine Bački Petrovac vlada umereno-kontinentalne klima. Prosečna godišnja veličina padavina iznosi 626 mm. Mesečne i sezonske padavine imaju sledeće vrednosti: mesečni maksimum padavina iznosi 70

mm (registrovan je u junu mesecu), a mesečni minimum 35 mm zabeležen u mesecu oktobru. Po godišnjim dobima, raspored padavina ima ove vrednosti: u periodu zime 164 mm, proleća 149 mm, leta 175 mm i jeseni 138 mm.

Tabela 18. Podaci o količini i sastavu otpada koji se odlaže na deponije G i M

Parametar	Jedinica mere	Podvrsta otpada	Deponija G	Deponija M
Prosečna dnevna količina komunalnog otpada u rastresitom stanju	m ³ t	/	2,3 2,05	16,0 2,0
Prosečna dnevna količina inertnog i neopasnog industrijskog otpada	m ³ t	/	1,0 0,9	/
Morfološki sastav otpada (procenjeno procentualno učešće pojedinih vrsta materijala u zapremini rastresitog otpada)	%	Papir Staklo Plastika Guma Tekstil Metal Organski Građevinski Sa javnih površina Ostalo	20 5 15 5 5 5 10 10 5 20	15 3 5 1 10 5 15 16 10 20

Na osnovu analiziranih klimatskih uslova (temperature vazduha, osunčanja, oblačnosti, padavina, vlažnosti vazduha i vetra) može se zaključiti da u području opštine Bački Petrovac vlada umereno-kontinentalne klima. Prosečna godišnja veličina padavina iznosi 626 mm. Mesečne i sezonske padavine imaju sledeće vrednosti: mesečni maksimum padavina iznosi 70 mm (registrovan je u junu mesecu), a mesečni minimum 35 mm zabeležen u mesecu oktobru. Po godišnjim dobima, raspored padavina ima ove vrednosti: u periodu zime 164 mm, proleća 149 mm, leta 175 mm i jeseni 138 mm.

Usled povećanih padavina poboljšava se transport zagađenja do podzemnih voda u vidu procednih voda, što je prema prethodno navedenim podacima najzastupljenije u letu, pri čemu se u ovom periodu i očekuje najgori kvalitet podzemnih voda. Područje opštine Bački Petrovac se karakteriše kao umereno vetrovito. Od hiljadu posmatranja u 3/4 je konstatovano vetrovito vreme, a u 1/4 mirovanje. Vetrovi duvaju iz različitih pravaca, ali su najčešći iz severozapada (NW) 144%, jugoistoka (SE) 126% i zapada (W) 100%. Vetar sa najmanjom učestalosti je iz južnog pravca (S) 57%, najveća mesečna jačina vetra iznosila je 2,5°B, a najčešća 2,3°B (*Regionalni plan upravljanja otpadom za Grad Novi Sad i opštine Bačka Palanka, Bački Petrovac, Beočin, Žabalj, Srbobran, Temerin i Vrbas za period 2019-2028. godine*).

Mikrolokacija deponije G je prikaza na slici 23, dok je mikrolokacije deponije M kod Maglića data na slici 24. Izgled ovih deponija prikazan je na slikama 25 (deponija G) i 26 (deponija M). Ove deponije ne poseduju suštinske mere kontrole zagađenja: sistem za sakupljanje i obradu procednih voda; degazatori za odvođenje deponijskog gasa; postrojenja za tretman/spaljivanje

deponijskog gasa; adekvatno upravljanje i odlaganje otpada (sabijanje, višeslojno deponovanje itd.); bezbednosni protokol (kontrolisanje unosa vrste i količine otpada, ograđen prostor, sigurnosne kamere, portirnica, itd.); postrojenje za separaciju različitih frakcija otpada i dr. Jedina kontrolna mera koja je uspostavljena na ovim deponijama je postojanje bunara za vodosnabdevanje u slučaju požara. Iz prethodno navedenih razloga, na ispitivanim deponijama često izbija požar, naročito u letnjim periodima, što je evidentirano na slici 27, prilikom posete deponiji G u julu 2017. godine.

Na slikama 23 i 24 označena su mesta uzorkovanja podzemne vode na teritoriji deponija G i M.



Slika 23. Mikrolokacija deponije G kod Gložana, sa naznačenim mestom uzorkovanja podzemne vode i zemljišta



Slika 24. Mikrolokacija deponije M kod Maglića, sa naznačenim mestom uzorkovanja podzemne vode i zemljišta



Slika 25. Izgled deponije G



Slika 26. Izgled deponije M



Slika 27. Prikaz požara na deponiji G evidentiranog 2017. godine

3.2.2. Deponija Z kod Žablja

Deponija Z kod Žablja nalazi se na teritoriji Bačkog okruga AP Vojvodine koja iskazuje velike razlike između letnjih i zimskih temperatura, okarakterisan više kontinentalnom nego umereno - kontinentalnom klimom. Na osnovu podataka o temperaturi vazduha konstatovano je da je najtopliji mesec jul (srednja temperatura od 21,9°C), a najhladniji januar (srednja temperatura od -1,3 °C). Srednja godišnja temperatura iznosi 11,1 °C. Padavinski režim Žablja ima obeležje srednje-evropskog režima raspodele padavina. Karakteristična je neravnomerna raspodela padavina po mesecima i pojava letnjih nepogoda i pljuskova. Srednja godišnja suma padavina na teritoriji opštine Žabalj iznosi 621 mm. Najkišovitije je leto 191 mm, dok je jesen sa najmanje taloga 133 mm. Najviše padavina u vidu snega i susnežice evidentirani su za decembar mesec, 67 mm.

Na teritoriji opštine Žabalj trenutno ne postoje organizovane aktivnosti primarne separacije pojedinih vrsta otpada, već se sav otpad bez separacije sakuplja i transportuje na deponiju. Ova deponija je pozicionirana na zaravni pored puta Gospođinci – Žabalj na udaljenosti od 1,6 km zapadno od poslednjih kuća naselja Žabalj. Mikrolokacija deponije prikazana je na slici 28. Izgled deponije je prikazan na slikama 29 i 30. Deponija je približno pravougaonog oblika i prostire se na površini od 2,42 ha. Procenjena prosečna visina otpada odloženog na ovoj deponiji iznosi 0,3 m, na osnovu čega je izračunato da se na deponiji nalazi približno 7260 m³ otpada.



Slika 28. Mikrolokacija deponije Z kod Žablja

Ratarstvo je u opštini Žabalj danas najdominantnija grana poljoprivrede. Ukupna poljoprivredna površina (prema podacima iz 2006. godine) za naselje Žabalj iznosi 34.854 ha. Navodnjavanje useva u Vojvodini je obično orijentisano na upotrebu podzemne vode, koja je sa druge strane pod značajnim uticajem zagađenja sa deponije koje preko procedne vode dospeva u podzemne vode. Sa tim u vezi, veoma je važno poznavanje i kontrola zagađenja koja dospevaju sa deponije.

Na udaljenosti od oko 2,3 km od deponije nalazi se Jegrička, najveća rečica na Bačkoj južnoj lesnoj terasi. Ona je glavni vodotok južne bačke lesne terase i svojim donjim tokom protiče kroz žabaljsku opštinu. Jegrička predstavlja sistem povezanih bara kroz koje voda otiče do svog ušća u reku Tisu. Jegrička je od posebnog značaja za prisustvo zaštićenih vrsta (beli lokvanj, barska paprat, vodeni orašak, mešinka, čikov itd.) prema Pravilniku o proglašenju i zaštiti strogo zaštićenih i zaštićenih divljih vrsta biljaka, životinja i gljiva ("Sl. glasnik RS", br. 5/2010; 47/2011; 32/2016; 98/2016).



Slika 29. Izgled deponije Z kod Žablja



Slika 30. Izgled deponije Z kod Žablja: a) ulaz na deponiju; b) glavni put na deponiji

U geomorfološkom pogledu teritorija deponije kod Žablja zahvata prostor lesne terase. Na teritoriji deponije zemljište je pretežno černozemo, sa malim udelom lesa. Lesna terasa koja je za 6-18 m viša od aluvijalne ravni ima nešto dublju prvu izdan. Ona se obično javlja na 8-10 m dubine, što je opet zavisno od mikroreljefa samog zemljišta.

Prosečni sastav otpada na teritoriji gde se deponija Z nalazi je prikazan u tabeli 19. Prema podacima za region, na opštini Žabalj stanovništvo generiše dnevno po stanovniku 1,02 kg otpada, pri čemu se na godišnjem nivou generiše 6663 tona otpada (*Regionalni plan upravljanja otpadom za grad Novi Sad i opštine Bačka Palanka, Bački Petrovac, Beočin, Žabalj, Srbobran, Temerin i Vrbas za period 2019-2028*).

Tabela 19. Prosečni sastav komunalnog otpada na teritoriji deponije Z

Vrsta otpada	Sastav otpada, %
Baštenski otpad	12,14
Ostali biorazgradivi otpad	37,62
Papir	5,34
Karton	6,13
Staklo	5,44
Kompozitni materijali	2,10
Metalna ambalaža i ostalo	1,12
Aluminijumske konzerve	0,26
Plastični ambalažni otpad	3,73
Plastične kese	5,61
HDPE plastika	3,39
Tekstil	5,25
Koža	0,40
Pelene	3,65
Fine čestice	7,82
UKUPNO	100,0

U odnosu na ostale odabrane deponije, deponija Z nema preduslove za uzorkovanje podzemne vode u cilju karakterizacije kvaliteta podzemne vode i procene uticaja deponije. Stoga je izvršeno instaliranje brzih pijezometara po metodi opisanoj u poglavlju 3.2.2.1.

3.2.2.1. Postavljanje pijezometara na teritoriji deponije Z kod Žablja

Postavljanje, odnosno instaliranje pijezometara na teritoriji deponije komunalnog otpada Z kod Žablja izvršeno je u cilju uzorkovanja i karakterizacije podzemne vode pod uticajem deponije.

Generalno pravilo je da se najmanje jedan pijezometar postavlja uzvodno od mesta zagađenja. Na osnovu analize toka podzemne vode, uzvodni pijezometar se postavlja izvan bilo kakvog potencijalnog uticaja izvora zagađenja na lokaciji od interesa (*Ohio EPA, 2007*). Uzimajući u obzir da je odabrana deponija relativno male površine (2,4 ha) i da osim deponije u blizini ne postoje drugi tačkasti izvori zagađenja, dovoljno je instalacija jednog kontrolnog pijezometra. Broj nizvodnih (istraživačkih) pijezometara varira, ali je generalna preporuka najmanje dva. Deponija se nalazi na manjoj nadmorskoj visini od okolne teritorije, zbog čega se očekuje prva izdan na dubini od 6 m ili manje.

Kada ne postoji dovoljno podataka koji omogućavaju definisanje dubine bušotina, potrebno je pratiti sledeći redosled bušenja pijezometara: postaviti pijezometar uzvodno od mesta zagađenja; postaviti pijezometar nizvodno od mesta zagađenja na dubini koja odgovara gornjem delu podzemne vode i pratiti kvalitet podzemne vode; ukoliko se kvalitet nizvodne podzemne vode ne razlikuje od kvaliteta podzemne vode uzvodno od zagađenja u toliko koliko se očekuje, potrebno je naknadno izvršiti bušenje na većoj dubini (*Boghici, 2003*). Na osnovu prethodno navedenih saznanja, dostupnih podataka i terenskoj poseti odabrane su tri lokacije za instalaciju pijezometara prikazanih na slici 31.



Slika 31. Lokacije postavljenih pijezometara (PV1-PV3) na teritoriji deponije kod Žablja, i mesto uzorkovanja zemljišta

Instalacija pijezometara je izvršena tehnikom utiskivanja konusna. Ova tehnika se smatra pametnom tehnikom i zasniva se na pretpostavci da za uzorkovanje podzemne vode sa plitkih akvifera nije potrebna velika količina uzorka, pa samim tim ni velik prečnik cevi pijezometra.

Set za instalaciju pijezometara uključuje: čekić za rušenje (Makita model HM1810), strujni agregat na dizel, metalni stepenik sa dva nivoa, čelične cevi od 2 metra, nepovratni (izgubljeni) konusni klin, LDPE crevo, membransko sito, metalna poluga sa držačem i cevima, bentonit i plastični poklopac. Nakon pregleda terena i odabira lokacije pijezometara (slika 31) prvo se pristupilo bušenju rupe odgovarajućeg prečnika na odgovarajućoj dubini. Na nepovratni konusni klin (slika 32a) su se serijski povezale čelične cevi (slika 32b), tako da se početak bušenja vršio sa jednom cevlju dužine 2 m, a u nastavku bušenja je nadodat dovoljan broj čeličnih cevi da se postigne dovoljna dubina za postavljanje pijezometra. U cilju olakšavanja rukovanja čekićem za rušenje postavio se dvostepeni metalni stepenik (slika 33a), odmah uz mesto gde se vršilo bušenje. Čekić za rušenje osigurao se na prvu čeličnu cev koja je u nastavku spojena sa nepovratnim klinom. Zatim se pomoću čekića za rušenje povezanog sa agregatom utisnuo nepovratni klin preko čelične cevi (slika 33a) sve dok čelična cev nije postojana iznad zemlje oko 30-40 cm (slika 33b), vodeći računa da se utiskivanje vrši pod pravim uglom. Na osnovu prethodnih zapažanja i dostupnih podataka utiskivanje je vršeno na dubinu od 6 m, odnosno sekvencijalnim povezivanjem 3 čelične cevi od po 2 m. Poslednja čelična cev utisnuta je tako da stoji oko 15-20 cm iznad zemlje. Ovako je pripremljena osnova za instalaciju samog pijezometra.



a)



b)

Slika 32. Izgled opreme za postavljanje direktnog pijezometra: a) nepovratni (izgubljeni) konusni klin; b) čelična cev za postavljanje pijezometra

Zatim su povezana membranska sita (slika 34a) sa LDPE crevom preko kojeg se uzorkuje podzemna voda (slika 34b). Pripremljeno sito i crevo su polako ubačeni kroz cev u izbušenu rupu do podzemne vode. Jednom postavljeno crevo je isečeno na dovoljnoj dužini kako bi se u buduću vršilo uzorkovanje podzemne vode. Zatim je duž cevi ubačen izlomljeni suv bentonit (slika 34c). Bentonit je prethodno lomljen radi lakšeg ubacivanja u izbušenu rupu, a uz samu cev (odnosno LDPE crevo). Kada je po celoj zapremini rupe okolo creva popunjen bentonit, polako je dodata voda (najmanje 2 litre po čeličnoj cevi) kako bi bentonit nabubrio. Nakon punjenja vodom, vršeno je vađenje čeličnih cevi. Čelične cevi su vađene po principu poluge, sve dok nisu izvađene sve čelične cevi, a nepovratni ventil ostao pri dnu pijezometra. Na kraju

procesa instalacije pijezometra postavljen je plastični poklopac koji služi za zaštitu od kontaminacije i bolje prepoznavanje lokacije pijezometra. Pijezometar se nije koristio sve dok nije prošla faza bubrenja bentonita, čija svrha je zaštita pijezometra.



a)



b)

Slika 33. Utiskivanje cevi za postavljanje pijezometra: a) početni položaj utiskivanja; b) krajnji položaj utiskivanja



a)



b)



c)

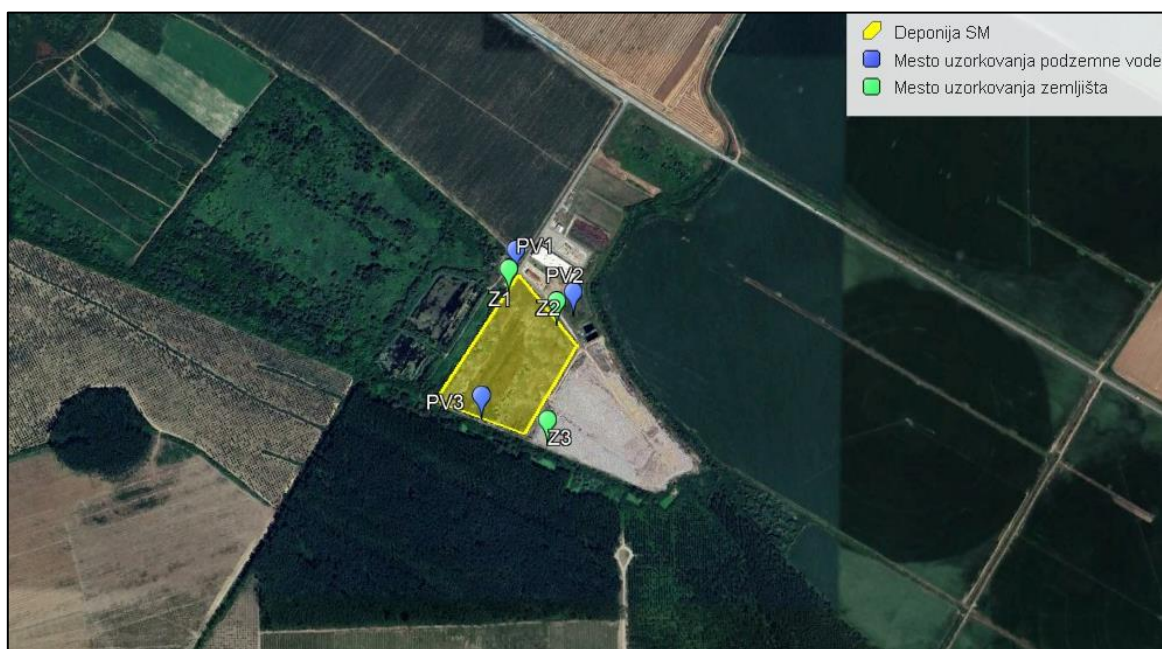
Slika 34. Statični delovi pijezometra: a) membransko sito; b) LDPE crevo za uzorkovanje podzemne vode; c) suv bentonit koji se postavlja uz LDPE crevo pre zalivanja i bubrenja

Prednost ovakve instalacije pijezometra je brzina samog procesa, manji troškovi bušenja i instalacije i brže uzorkovanje (statična zapremina podzemne vode u pijezometru je oko 0,5 l, pri čemu je moguće izvršiti sporo ispiranje, bez zamućenja, tri zapremine pijezometra mnogo brže u odnosu na konvencionalne pijezometre). Dodatno, ova tehnika je odobrena i verifikovana od strane stručne komisije „Environmental Technology Verification (ETV)“.

3.2.3. Deponija SM kod Sremske Mitrovice

Deponija SM nalazi se u opštini Sremska Mitrovica, udaljena približno 1,7 km od grada Sremska Mitrovica. Grad Sremska Mitrovica nalazi se u severozapadnom delu Srbije, u koridoru X, na pravcu železničke pruge i međunarodnog plovnog puta. Prostor grada Sremska Mitrovica zauzima 761 km² i obuhvata 26 naselja. Na teritoriji opštine Sremska Mitrovica živi oko 85 000 stanovnika odnosno 113 stanovnika po kvadratnom kilometru, dok prema popisu iz 2011. godine u gradu Sremska Mitrovica je živelo 38.986 stanovnika. Organizovanim sakupljanjem i odnošenjem komunalnog otpada u gradu, koje je povereno JKP Komunalije, obuhvaćeno je 100% stanovništva.

Deponija je oko 1,2 km udaljene od reke Save, na prelaznoj teritoriji Aluvijalne ravni reke Save i Fruškogorske lesne zaravni. Minerološki sastav terasnog lesa, usled ispiranja karbonata više podseća na glinu. Sastav zemljišta na teritoriji deponije SM okarakterisano je sledećim pedološkim tipovima zemljišta sa svojim varijetetima: černozem sa svojim varijetetima, livadska crnica, ritska crnica, aluvijum, gajnjača, pararendzina na lesu i močvarno glejno zemljište. Ovu teritoriju takođe karakteriše dovoljna količina podzemne vode sa zadovoljavajućim kvalitetom i relativno povoljne hidrogeološke karakteristike. Deponija se nalazi relativno blizu reke Save, gde je nizak teren sa visokim podzemnim vodama (*Regionalni plan upravljanja otpadom za opštine: Šabac i Sremska Mitrovica, 2008*). Mikrolokacija deponije SM kod Sremske mitrovice prikazana je na slici 35.



Slika 35. Mikrolokacija deponije SM kod Sremske Mitrovice sa naznačenim mestima uzorkovanja podzemne vode i zemljišta

Lokaciju deponije SM karakteriše umereno kontinentalna klima sa jasnim smenjivanjem godišnjih doba. Prema srednjoj mesečnoj temperaturi, najhladniji mesec je januar (srednja temperatura $-0,1\text{ }^{\circ}\text{C}$), a najtopliji je jul (srednja temperatura $21,1\text{ }^{\circ}\text{C}$). Vetrovi na ovom području najčešće duvaju iz pravca istoka, severoistoka, zapada i severozapada, a srednja učestalost vetrova po jačini prema Bofor-ovoj skali kreće se u opsegu 3,5-5,0. Godišnja količina padavina na teritoriji ispitivanih deponija iznosi 579 mm. Srednja visina padavina u toku godine je najviša za jun mesec (82,3 mm), a najniža za februar (26,3 mm). Najveći broj dana sa padavinama ima mesec decembar (*Babić, 2008*).

Do 2014. godine, otpad stanovništva grada Sremska Mitrovica i deo okolnih naselja odlagan je na nesantitarne i divlje deponije, kojih je ukupno bilo 4 (na teritoriji Sremske Mitrovice). Najveća od ovih četiri deponija je deponija SM na kojoj su izvršena ispitivanja, i koja je prikazana na slikama 36 i 37.



Slika 36. Izgled deponije SM sa južne strane



Slika 37. Izgled deponije SM sa zapadne strane

Deponija SM ima površinu 5,2 ha sa procenjenom visinom otpada od 3 metra, pri čemu je procenjena ukupna zapremina otpada 219 240 m³. Deponija SM eksploatisana je bez bilo kakvih mera kontrole zagađenja sve do njenog zatvaranja. Sastav i količina otpada koji je odlagan na deponiju SM prikazani su u tabeli 20 (*Regionalni plan upravljanja otpadom za opštine: Šabac i Sremska Mitrovica, 2008*). Na osnovu terenske posete izvršene 2016. godine, metodom pregleda istorijskih podataka vizuelnom inspekcijom otpada ustanovljeno je da je deponija stara najmanje 40 godina, ali tačnu starost deponije SM nije moguće preciznije utvrditi (*Tenodi i sar., 2020a; Tenodi i sar., 2020b*). Nova, regionalna sanitarna deponija „Srem-Mačva“ izgrađena je odmah do stare deponije (SM). Sanitarna deponija dobija probnu dozvolu za rad 2014. godine. Sanitarna deponija, zajedno sa transfer stanicom u Šapcu, predstavlja rešenje za dugogodišnji regionalni problem upravljanja otpadom oko ukupno 200 000 stanovništva, i pristustva velikog broja divljih deponiji. Ne uzimajući u obzir transfer stanicu, novoizgrađeni kompleks sastoji se od prve kasete za odlaganje otpada prečnika 6 ha, sistema za sakupljanje i tretman procednih voda, postrojenja za separaciju otpada (izgradnja završena 2019. godine), administrativne zgrade, sistema za ekstrakciju deponijskog gasa i dela za buduće biokompostiranje organskog dela otpada.

Tabela 20. Podaci o količini i sastavu otpada koji se odlaže na deponiju SM

Parametar	Jedinica mere	Podvrsta otpada	Vrednost
Prosečna dnevna količina komunalnog otpada u rastresitom stanju	m ³	/	206
	t	/	50
Prosečna dnevna količina drugih vrsta otpada (bolnički, klanički, industrijski,...)	m ³	/	/
	t	/	/
Ukupna dnevna količina otpada (u periodu eksploatacije)	m ³	/	206
	t	/	50
		Papir	15
		Staklo	3
		Plastika	15
		Guma	1
		Tekstil	3
Procenjeni sastav otpada	%	Metal	3
		Organski	55
		Građevinski	0
		Sa javnih površina	0
		Ostalo	5

Uzimajući u obzir način na koji je deponija SM (stara deponija) zatvorena, i da nisu sve mere kontrole zagađenja sa nove sanitarne deponije uspostavljene do kraja 2014. godine, deponija SM je takođe odabrana kao alternativa za MCDM modele. Iako se na ovu deponiju otpad više ne odlaže, prema monitoring podacima u periodu od 2012. do 2017. godine (*Tenodi i sar., 2020a*) ustanovljeno je da je životna sredina i dalje pod jednakim, ili čak intenzivnijim negativnim uticajem deponije SM, što potvrđuje da su postojeći uslovi na deponiji relevantni za korišćenje deponije SM kao alternative MCDM modela.

3.2.4. Deponija S kod Subotice

Deponija S (obično se naziva „Aleksandrovačka bara“) predstavlja nesanitarnu gradsku deponiju koja se nalazi na obodu grada Subotica. Grad i opština Subotica se nalaze na krajnjem severu Republike Srbije i AP Vojvodine, na 10 km udaljenosti od granice sa Mađarskom. Teritorija same opštine iznosi 1,007 km². Prema popisu iz 2011. godine Subotica broji 105 682 stanovnika. Deponija S nalazi se na degradiranom zemljištu bivšeg močvarnog korita Aleksandrovačke bare po kojoj nosi naziv, na najnižem delu grada u prirodnoj depresiji udaljeno oko 2 km južno od centra Subotice. Prema dostupnim informacijama (podaci iz 2002. godine) ukupna površina deponije iznosi 33 ha, dok aktivna površina iznosi 12 ha. Procenjeno je da je odlaganje otpada na ovu deponiju započeto 1978. godine (*Krčmar i sar., 2018*) i vršilo se sve do 2019. godine kada je regionalna sanitarna deponija u Bikovu dobila probnu dozvolu za rad.

Na deponiji S postoji kontrolisani prihvatač otpada, sa merenjem i evidencijom dopremljenih količina otpada, planom razastiranja otpada, kao i delimično izgrađenim sistemom za ekstrakciju deponijskog gasa iz tela deponije. Prema izveštaju o ispitivanju kvaliteta deponijskih gasova, biotrnovi (degazatori) na deponiji S izvedeni su na način da je sa tehničkog aspekta onemogućeno merenje sastava deponijskog gasa, usled perforacija na cevima degazatora iznad površine zemlje. Na površini deponije trenutno se nalazi 10-15 biotrnova, od kojih su neki potpuno zatrpani otpadom. U trenutku početka operativnog rada Regionalnog centra za sakupljanje otpada obaveza je da se zatvori deponija S. Procenjeni troškovi sanacije deponije S, shodno Lokalnom planu upravljanja otpadom iznosi oko 3 200 000 € (*Lokalni plan upravljanja otpadom za teritoriju grada Subotice za period od 2018. do 2028. godine*).

Deponija S nalazi se na veoma nepovoljnoj lokaciji. Naseljeni deo grada Subotica je udaljen svega 150 m od deponije, dok je jezero Palić udaljeno oko 500 m. Jezero Palić je veoma važan izvor vode jezera Ludaš, koje je međugranični prirodni rezervat Ramsar liste. Postrojenje za tretman gradskih otpadnih voda se nalazi 400 m istočno od deponije, nizvodno prateći tok podzemne vode. Iz prethodnih razloga zaključuje se da će na kvalitet podzemne vode i zemljišta na ovoj lokaciji u najvećoj meri isključivo uticati deponija S koja je predmet istraživanja (*Krčmar i sar., 2018*).

Od samog početka eksploatacija deponije se odvija bez sistema za evakuaciju i korišćenje biogasa, nije na odgovarajući način rešen problem ocednih i atmosferskih voda, ne sprovode se monitoring zemljišta, podzemnih voda i vazduha. Značajni napredak u kvalitetu održavanja deponije S obezbeđeno je nabavkom pokretnih putnih ploča, aktivnim radom na ravnanju i nabijanju otpada utovarivačem, buldožerom i kompaktorom. Prema podacima JKP Subotica, na deponiju se godišnje odlaže 48 000 tona komunalnog otpada sa sledećim morfološkim sastavom: biodegradabilni otpad (47,6%), papir (14,4%), plastika (13,7%), staklo (8,8%), metal (1,3%) i drugi materijali (14,2%) (*Lokalni plan upravljanja otpadom za teritoriju grada Subotice za period od 2018. do 2028. godine*).

Mikrolokacija deponije S, zajedno sa mestima uzorkovanja podzemne vode i zemljišta, prikazana je na slici 38. Izgled deponije prikazan je na slikama 39 i 40. Deponija se nalazi na graničnom delu Subotičke peščare i Bačke lesne zaravni. Subotička peščara ima pet geomorfoloških elemenata: dine, iduvine, međudinske depresije, lesne oaze i rečne dolize. Bačka lesna zaravan predstavlja blagu i sasvim slabu zasvodnjenu uzvišicu apsolutne visine između 90 i 125 m. Tipični geomorfološki elementi Bačke lesne zaravni kod Subotice su

brežuljci i interkolinske depresije. Subotička peščara i Bačka lesna zaravan smatraju se glavnim rezervoarom podzemnih voda u Bačkoj. Atmosferski talozi lako poniru, jer je površinsko zemljište porozno i ima veliku moć upijanja. Podzemna voda ove teritorije pripada slivu Tise. Sa hidrogeološkog gledišta u Severnoj Bačkoj se izdvaja više vodonosnih horizonata: slobodna izdan ili freatske vode, arteške vode i termo-mineralne vode (*Regionalni plan upravljanja otpadom za grad Suboticu i opštine Bačka Topola, Mali Idoš, Senta, Čoka, Kanjiža i Novi Kneževac za period od 2018-2028. godine*).



Slika 38. Mikrolokacija deponije S kod Subotice sa naznačenim mestima uzorkovanja podzemne vode i zemljišta



Slika 39. Izgled deponije S kod Subotice



Slika 40. Prikaz glavnog puta deponije S kod Subotice

Sa aspekta klimatskih uslova, deponija S nalazi se u zoni umereno kontinentalne klime sa jasno izraženim godišnjim dobima. Najtopliji mesec je jul sa srednjom mesečnom temperaturom od 21 °C, a najhladniji januar sa temperaturom od -0,5 °C. Temperature ekstreme značajno ublažava Paličko jezero. Najmanje padavina ima u februaru (28 mm), a najviše leti. Za vreme vegetacionog perioda u proseku padne 325 mm kiše. Najučestaliji vetar je severozapadni koji duva brzinom od 2,5 m/s.

Ukupno 6 piježometara (3 lokacije) za monitoring kvaliteta pozdemne vode instalirano je 2014. godine u cilju kontinualnog praćenja kvaliteta podzemne vode koje je započeto iste godine u oktobru. Piježometri su postavljeni u odnosu na kretanje podzemne vode, čiji smer kretanja ima tendenciju od zapada ka istoku (*Lokalni plan upravljanja otpadom za teritoriju grada Subotice za period od 2018. do 2028. godine*).

3.3. Odabir kriterijuma i pod-kriterijuma MCDM modela

Kriterijumi i pod-kriterijumi predstavljaju parametre po kojima se mere performanse razmatranih alternativa, odnosno uticaji deponija na životnu sredinu. U poglavlju 2.3.2.1. kratko je opisan način odabira kriterijuma i pod-kriterijuma MCDM modela, kao i moguće greške tokom odabira kriterijuma i kako se te greške mogu izbeći. Kako je u ovom poglavlju navedeno, najčešći pristup odabira kriterijuma i pod-kriterijuma je da se pažljivo sagledaju ciljevi i kontekst donošenja odluka, i alternative koje se razmatraju, te se u skladu sa tim predlože mogući kriterijumi i pod-kriterijumi, od koji se biraju oni koji se smatraju relevantnim za odabrane ciljeve. U poglavlju 2.3.2.1. opisani su potencijalni kriterijumi. Konačni odabir MCDM model kriterijuma i pod-kriterijuma zasnovan je na:

- ciljevima MCDM modela i kontekstu donošenja odluke (opisano u poglavlju 3.1.),
- dostupnosti podataka relevantnih za određivanje vrednosti kriterijuma i pod-kriterijuma,
- mogućnostima njihove primene na veći broj nesanitarnih deponija, i
- predlozima za izbegavanje grešaka tokom definisanja kriterijuma i pod-kriterijuma.

Kako postoji veliki broj kriterijuma po kojima se može meriti ili proceniti uticaj deponije na životnu sredinu, oni su podeljeni u grupe, odnosno glavne kriterijume koji sadrže pod-kriterijume, pri čemu, vodeći se pravilom smanjenja subjektivnosti, broj pod-kriterijuma jedne grupe (glavnog kriterijuma) ne prelazi 12.

EVIAVE i SAW-FUCOM modeli razlikuju se prema načinu upotrebe kriterijuma, pod-kriterijuma i težinskih faktora, kao što je opisano u poglavlju 2.3.2. U cilju bolje uporedivosti performansi ova dva MCDM modela postavljena su dva pravila:

- oba MCDM modela imaće iste pod-kriterijume, i
- osnovno vrednovanje pod-kriterijuma vrši će se na isti način, odnosno predefinisanim skalom od 1 do 5.

U skladu sa kontekstom donošenja odluke, važno je da kriterijumi budu odabrani prema dostupnosti podataka i informacija potrebnih za njihovo vrednovanje. Imajući u vidu da je samo u AP Vojvodini identifikovano preko 570 nesanitarnih deponija koje je potrebno zatvoriti i/ili sanirati, tokom konačnog odabira kriterijuma uzeta je u obzir ograničena dostupnost resursa i postojećih podataka. Sa druge strane, smanjivanjem broja relevantnih kriterijuma potencijalno dovodi do povećanja nepouzdanosti modela, ili favorizovanja određenog aspekta uticaja deponije na životnu sredinu. Zbog toga će SAW-FUCOM i EVIAVE imati dve izvedbe:

- 1) **Integrisani:** Integrisanje monitoringom dobijenih podataka kvaliteta podzemne vode i zemljišta. Kako su Ubavin i sar. (2017) naveli, zagađenje zemljišta i podzemne vode pod uticajem nekontrolisane procedne vode predstavlja najveći rizik nekontrolisanih deponija na životnu sredinu. U skladu sa tim, određivanje kvaliteta zemljišta i podzemne vode pod uticajem deponije veoma je važno sa aspekta procene uticaja. Zbog toga će prva izvedba odabranih MCDM modela integrisati kriterijume „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“, kao deskriptore zagađenja koje potiče sa ispitivanih deponija komunalnog otpada.
- 2) **Probabilistički:** Upotreba pokazatelja potencijala zagađenja medijuma životne sredine. Zbog ograničenih resursa i dostupnih monitoring podataka, realno je pretpostaviti da nije moguće izvršiti analizu kvaliteta svih medijuma životne sredine na svim identifikovanim nesanitarnim deponijama čije se zatvaranje i sanacija zahtevaju. Stoga će se druga izvedba odabranih MCDM modela zasnivati na istim kriterijuma kao i prva izvedba, sa razlikom da će se umesto kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ koristiti kriterijum „Osetljivost podzemne vode“, a da će se umesto kriterijuma „Kvalitet zemljišta“ koristiti „Tip zemljišta“.

Odabir ovakvog pristupa proističe iz potrebe da se izvrši sveobuhvatna procena uticaja nesanitarnih deponija na životnu sredinu sa ograničenim resursima i dostupnim podacima. Cilj ovakvog pristupa je da se odredi neophodnost monitoringa kvaliteta zemljišta i podzemne vode pod uticajem deponije, i da se odredi odstupanje između integrisanih i probabilističkih izvedbi modela. Ukoliko je odstupanje rezultata različitih izvedbi korišćenih MCDM modela zanemarljiva, onda potreba za monitoring kvaliteta zemljišta i podzemne vode ne može biti opravdana. Prethodno je najbolje moguće potvrditi primenom dve različite izvedbe SAW-FUCOM i EVIAVE modela sa razlikom uključivanja, odnosno isključivanja upotrebe monitoring podataka, odnosno kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“. Konačno odabrani kriterijumi i pod-kriterijumi SAW-FUCOM i EVIAVE modela prikazani su u tabeli 21. Različiti broj kriterijuma navedenih u prvoj koloni tabele 21 samo ukazuje na

različiti način grupisanja pod-kriterijuma. Drugim rečima, isti pod-kriterijumi korišćeni su u oba MCDM modela, jedino se razlikuje način njihovog korišćenja, što će biti opisano u narednim poglavljima.

Tabela 21. Odabrani kriterijumi i pod-kriterijumi SAW-FUCOM i EVIAVE metoda

KRITERIJUM	POD-KRITERIJUM	
SAW-FUCOM:		
• Tehničko-tehnološki kriterijum	• Veličina deponije	• Seizmički rizik
• Lokacija i uslovi	• Starost deponije	• Intenzitet vetrova
• Životna sredina	• Vrsta otpada koji se deponuje	• Osetljivost podzemnih voda
EVIAVE:	• Kontrola procednih voda	• Potencijal za generisanje deponijskog gasa
• Tehničko-tehnološki kriterijum	• Kontrola deponijskog gas	• Tip zemljišta
• Kriterijum uticaja	• Udaljenost od naselja	• Upotreba podzemnih voda
• Kriterijum životne sredine:	• Udaljenost od površinskih voda	• Kvalitet podzemnih voda ⁽¹⁾
○ Pozdemna voda	• Udaljenost od infrastrukture	• Upotreba površinskih voda
○ Površinska voda	• Udaljenost od zaštićenih zona	• Tip površinskog vodnog tela
○ Zemljište	• Rizik od klizišta	• Upotreba zemljišta
○ Vazduh	• Rizik od poplava	• Kvalitet zemljišta ⁽¹⁾
○ Ljudsko zdravlje	• Intenzitet padavina	

⁽¹⁾ Kriterijumi korišćeni samo u integrisanoj izvedbi MCDM modela

3.4. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma i težinskih faktora

U prethodnom poglavlju je navedeno da se određivanje vrednosti pod-kriterijuma vrši na isti način za oba MCDM modela, i to predefinisanom skalom od 1 do 5. Ova skala odabrana je kao referentni metrički sistem ocenjivanja pod-kriterijuma iz više razloga:

- Jednostavnost: Korišćenje skale od 1 do 5 predstavlja jasan i jednostavan pristup ocenjivanja pod-kriterijuma. Donosiocima odluka je na ovaj način mnogo jednostavnije da razumeju i koriste ovaj sistem ocenjivanja, što daje osećaj transparentnosti. Dodatno, lakše se upravlja konačno dobijenim podacima, jer nije neophodna njihova konverzija uzimajući u obzir da su vrednosti svih pod-kriterijuma rangirane istom skalom.
- Standardizacija: Skala od 1 do 5 pomaže standardizaciji procesa ocenjivanja pod-kriterijuma pružajući dosledno ocenjivanje kriterijuma smanjujući subjektivnost.
- Fleksibilnost: Korišćenjem skale od 1 do 5 moguće je izvršiti ocenjivanje u pet stepena, odnosno dodeljivanje pet različitih ocena, što pruža fleksibilnost procesa evaluacije i pouzdanije dodeljivanje težinskih faktora (*Liang i sar., 2023*).

Dodatni razlog korišćenja ove skale je što unapređena izvedba EVIAVE metodologije svakako podrazumeva korišćenje skale ocenjivanja pod-kriterijuma od 1 do 5 (*Arrieta i sar., 2016; Aryampa i sar., 2021*), što će u ovom slučaju olakšati upotrebu EVIAVE metodologije, jer neće biti potrebna dodatna konverzija/normalizacija vrednosti.

3.4.1. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma

Određivanje i klasifikacija odabranih MCDM pod-kriterijuma prikazanih u tabeli 22, skalom od 1 do 5, zasnovano je na sledećem:

- literaturnim podacima i regulatornim zahtevima/preporukama opisanim u poglavlju 2.3.2.1.,
- ciljevima i kontekstu donošenja odluka (opisano u poglavlju 3.1.) i
- monitoring podacima dobijenim u okviru doktorske disertacije, za kriterijume „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“.

Monitoring kvaliteta podzemne vode i zemljišta na odabranih 5 deponija komunalnog otpada izvršen je u periodu od 2015. godine do 2019. godine, tako da se obuhvate sušni periodi i periodi intenzivnih padavina. Ovako dobijeni monitoring podaci korišćeni su kao ulazni podaci za određivanje vrednosti kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“. Za određivanje vrednosti ostalih pod-kriterijuma korišćeni su sledeći izvori:

- Nacionalna baza podataka o deponijama na području Republike Srbije Agencije za zaštitu životne sredine (<http://www.sepa.gov.rs>). Podaci nacionalne baze podataka o deponijama prikupljeni su putem upitnika popunjenih od strane predstavnika lokalnih samouprava, odnosno opštinskih javnih komunalnih preduzeća koji se bave upravljanjem otpada. Baza obuhvata sve identifikovane deponije bez obzira na njihovu uređenost, i, između ostalog, sadrži podatke o lokaciji, veličini i starosti deponija, merama kontrole zagađenja, opremljenosti, vrsti otpada koji se odlaže, statusu operativnosti i statusu monitoringa životne sredine.
- Klimatološki podaci (meteorološki godišnjaci) Republičkog hidrometeorološkog zavoda Srbije (RHZS) (<https://www.hidmet.gov.rs>). Meteorološki godišnjak dostupan je za svaku kalendarsku godinu, pri čemu sadrži podatke karakterističnih meteoroloških parametara poput intenziteta padavina i intenziteta vetrova.
- Lokalni i Regionalni planovi upravljanja otpadom za gradove i opštine gde se nalaze ispitivane deponije komunalnog otpada.
- Quantum GIS (QGIS 3.30) softverski paket za određivanje pozicije deponije u odnosu na lokacije od interesa.
- Zapažanja tokom terenskih poseta odabranih deponija komunalnog otpada.
- Drugi izvori navedeni u poglavlju 2.3.2.1.

Na osnovu opisa pod-kriterijuma, dostupne relevantne literature (poglavlje 2.3.2.1.), dostupnih izvora podataka i monitoringom dobijenih podataka izvedena je klasifikacija odabranih pod-kriterijuma prikazana u tabeli 22. Uz naziv svakog od odabranih pod-kriterijuma dato je i poglavlje u kome je opisan pod-kriterijum i njegov predložen način klasifikacije. U tabeli 22 je takođe prikazana klasifikacija pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“, a način određivanja vrednosti korišćenjem monitoring podataka opisan je u poglavljima 3.4.1.1. i 3.4.1.2.

Tabela 22. Klasifikacija i sistem ocenjivanja odabranih pod-kriterijuma MCDM modela

#	Pod-kriterijum	Klasifikacija		Izvor podataka
		Opis	Klasa	
1	Veličina deponije (poglavlje 2.3.2.1.1.)	Zapremina otpada: <1000 m ³	1	Nacionalna baza podataka o deponijama
		Zapremina otpada: 1000 - 10 000 m ³	2	
		Zapremina otpada: 10 000 - 50 000 m ³	3	
		Zapremina otpada: 50 000 - 100 000 m ³	4	
		Zapremina otpada: > 100 000 m ³	5	
2	Starost deponije (poglavlje 2.3.2.1.2.)	Operativna deponija: <5 godina	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; Terenske posete
		Zatvorena deponija: >20 godina	2	
		Operativna deponija: 5 - 10 godina		
		Zatvorena deponija: 15 - 20 godina	3	
		Operativna deponija: 10 - 15 godina		
		Zatvorena deponija: 10 - 15 godina	4	
		Operativna deponija: 15 - 20 godina		
Zatvorena deponija: 5 - 10 godina	5			
Operativna deponija: >20 godina				
Zatvorena deponija: <5 godina				
3	Vrsta otpada koji se deponuje (poglavlje 2.3.2.1.4.)	Neopasan i/ili inertan otpad. Otpad se u potpunosti razvrstava pre odlaganja. Otpad ima mali sadržaj organske materije	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; Lokalni i Regionalni planovi upravljanja otpadom
		Neopasan i/ili inertan otpad. Otpad se delimično razvrstava pre odlaganja. Otpad ima mali sadržaj organske materije	2	
		Neopasan otpad sa velikim sadržajem organske materije. Otpad se ne razvrstava ili klasifikuje	3	
		Neopasan otpad sa visokim sadržajem organske materije. Otpad se ne razvrstava ili klasifikuje. Prisutne i male količine opasnog otpada (<5%)	4	
		Otpad koji se ne razdvaja ili klasifikuje sa više od 5% masenog udela opasnog otpada	5	
4	Udaljenost deponije od naseljenog mesta (poglavlje 2.3.2.1.5.)	Stambeni objekti udaljeni više od 3 km od deponije.	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; QGIS 3,30
		Individualni stambeni objekti na udaljenosti od 2 do 3 km od deponije.	2	
		Ruralno područje (mala gustina stanovnika) na udaljenost od 2 do 3 km od deponije.	3	
		Ruralno područje (mala gustina stanovnika) sa većim brojem stambenih objekata ili industrijskom zonom na udaljenosti manjoj od 2 km od deponije	4	
		Urbana zona na udaljenosti manjoj od 1 km od deponije	5	
5	Udaljenost deponije od površinske vode (poglavlje 2.3.2.1.5.)	>1000 m	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; QGIS 3,30
		700 - 1000 m	2	
		300 - 700 m	3	
		50 - 300 m	4	
		<50 m ili u direktnom kontaktu	5	

Nastavak tabele 22

#	Pod-kriterijum	Klasifikacija	Klasa	Izvor podataka
		Opis		
6	Udaljenost deponije od infrastrukture (poglavlje 2.3.2.1.5.)	Tip 1 infrastrukture: Aerodrom: >3000 m Elektrana: >1000 m Mreža za vodosnabdevanje: >100 m Bunari i izvori vode za piće: >500 m Vrelovod: >100 m Gasovod: >100 m	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; QGIS 3,30
		Tip 2 infrastrukture: Elektromreža visokog napona: > 100 m Uređeni putevi: >1000 m Letnji putevi: >500 m Pruga i/ili železnička stanica: >500 m		
		Svi uslovi udaljenosti tipa 1 infrastrukture su ispoštovani. Minimalne udaljenosti jedne ili dve od tipa 2 infrastrukture nisu ispoštovane	2	
		Svi uslovi udaljenosti tipa 1 infrastrukture su ispoštovani. Minimalne udaljenosti od tri ili više infrastrukture tipa 2 nisu ispoštovane	3	
		Minimalna udaljenost jedne infrastrukture tipa 1 nije ispoštovana. Minimalne udaljenosti infrastrukture tipa 2 mogu i ne moraju biti ispoštovane	4	
		Minimalna udaljenost dve ili više infrastrukture tipa 1 nije ispoštovana. Minimalne udaljenosti infrastrukture tipa 2 mogu i ne moraju biti ispoštovane	5	
7	Kontrola procedne vode (poglavlje 2.3.2.1.8.)	Količina i sastav procedne vode se kontrolišu, sistem za drenažu i sakupljanje procedne vode dobro funkcioniše, vrši se tretman procedne vode koja se delimično ili potpuno recirkuliše. Tretirana procedna voda je zadovoljavajućeg kvaliteta.	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; Lokalni i Regionalni planovi upravljanja otpadom; Terenske posete
		Količina i sastav procedne vode se kontroliše, drenažni sistem dobro funkcioniše, postoji sistem za tretman procedne vode. Tretirana procedna voda nije zadovoljavajućeg kvaliteta.	2	
		Vrši se sakupljanje (drenaža) procedne vode na odgovarajući način, ali se ona ne tretira. Količina i sastav procedne vode se ne vrši na odgovarajući način	3	
		Ne postoji kontrola količine i sastava procedne vode. Sakupljanje (drenaža) procedne vode se ne vrši potpuno ili na odgovarajući način. Ne postoji tretman procedne vode koja se sakuplja	4	
		Procedna voda se ne kontroliše, sakuplja i tretira	5	

Nastavak tabele 22

#	Pod-kriterijum	Klasifikacija		Izvor podataka
		Opis	Klasa	
8	Kontrola deponijskog gasa (poglavlje 2.3.2.1.8.)	Deponijski gas se sakuplja sa cele zapremine deponovanog otpada. Deponijski gas se tretira i koristi za dobijanje energije. Ukoliko deponijski gas ne može da se koristi on se spaljuje na baklji. Vršiti se redovan monitoring gasova	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; Lokalni i Regionalni planovi upravljanja otpadom; Terenske posete
		Svi uslovi za klasu 1 su ispunjeni, osim tretiranja gasa, korišćenja gasa za dobijanje energije i/ili spaljivanja gasa	2	
		Sakupljanje deponijskog gasa vrši se na više od 50% zapremine deponovanog otpada koji se tretira (koristi ili spaljuje) ili se oslobađa u vazduh bez tretmana. Merenje emisija se vrši jednom ili dva puta godišnje	3	
		Deponijski gas se sakuplja na manje od 50% zapremine otpada na deponiji. Gas se ne tretira, koristi ili spaljuje. Monitoring emisije gasova se ne vrši na odgovarajući način ili se ne vrši uopšte	4	
		Ne postoji nikakva kontrola deponijskih gasova	5	
9	Rizik od klizišta (poglavlje 2.3.2.1.12.)	Vrlo mala mogućnost pojave klizišta	1	Karta mogućih pojava klizišta (Rudarsko-geološki fakultet) - slika 16
		Mala mogućnost pojave klizišta	2	
		Srednja mogućnost pojave klizišta	3	
		Visoka mogućnost pojave klizišta	4	
		Vrlo visoka mogućnost pojave klizišta	5	
10	Količina padavina (poglavlje 2.3.2.1.15.)	<300 mm/god	1	Klimatološki podaci (RHMZ)
		300 - 450 mm/god	2	
		450 - 600 mm/god	3	
		600 - 800 mm/god	4	
		>800 mm/god	5	
11	Rizik od poplava (poglavlje 2.3.2.1.16.)	Deponija se ne nalazi na plavnom području (na većoj udaljenosti od 500 m od plavnog područja). Deponija se nalazi na manjoj udaljenosti od 500 m od plavnog područja, ali je dno deponije na visini od najmanje 1 m od maksimalnog nivoa poplave	1	Karta preliminarne procene rizika od poplava za Republiku Srbiju (Ministarstvo poljoprivrede, šumarstva i vodoprivrede, Republička direkcija za vode) - slika 17; QGIS 3,30
		Deponija se nalazi na manjoj udaljenosti od 500 m od plavnog područja. Deponija se nalazi na plavnom području, ali je dno deponije na visini od najmanje 1 m od maksimalnog nivoa polave	2	
		Deponija se nalazi na plavnom području gde su detektovane poplave jednom u 50 godina	3	
		Deponija se nalazi na plavnom području gde su detektovane poplave jednom u 10 godina	4	
		Deponija se nalazi na plavnom području gde su detektovane poplave jednom u 2 godine	5	

Nastavak tabele 22

#	Pod-kriterijum	Klasifikacija		Izvor podataka
		Opis	Klasa	
12	Intenzitet vetrova (poglavlje 2.3.2.1.18.)	Prosečna godišnja brzina vetrova na visini od 50 m < 12,5 km/h	1	Klimatološki podaci (RHMZ); Prosečna godišnja brzina vetrova na teritoriji AP Vojvodine izmerena na visini od 50 m - slika 19
		Prosečna godišnja brzina vetrova na visini od 50 m = 12,5 - 14,5 km/h	2	
		Prosečna godišnja brzina vetrova na visini od 50 m = 14,5 - 16 km/h	3	
		Prosečna godišnja brzina vetrova na visini od 50 m = 16 - 18 km/h	4	
		Prosečna godišnja brzina vetrova na visini od 50 m > 18 km/h	5	
13	Seizmički rizik (poglavlje 2.3.2.1.17.)	PGA < 0,05 [g]	1	Karta seizmetičkog hazarda Republike Srbije (<i>Republički seizmološki zavod Srbije, 2018</i>) - slika 18
		PGA = 0,05 - 0,09 [g]	2	
		PGA = 0,09 - 0,15 [g]	3	
		PGA = 0,15 - 0,20 [g]	4	
		PGA > 0,20 [g]	5	
14	Osetljivost podzemnih voda (poglavlje 2.3.2.1.19.)	IZDAN VI < 40	1	Karta ugroženosti podzemne vode prema indeksu osetljivosti računatog IZDAN metodom (<i>Milanović i sar., 2010</i>) - slika 20; QGIS 3,30
		IZDAN VI = 40 - 55	2	
		IZDAN VI = 55 - 70	3	
		IZDAN VI = 70 - 80	4	
		IZDAN VI > 80	5	
15	Potencijal za generisanje deponijskog gasa (poglavlje 2.3.2.1.30.)	Deponije koje produkuju manje od $1 \cdot 10^3$ m ³ deponijskog gasa godišnje i deponije na koje se ne odlaže otpad duže od 5 godina	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; Lokalni i Regionalni planovi upravljanja otpadom; Stanisavljević i sar. (2012)
		Deponije koje produkuju $1 \cdot 10^3$ - $1 \cdot 10^5$ m ³ deponijskog gasa godišnje	2	
		Deponije koje produkuju $1 \cdot 10^5$ - $5 \cdot 10^6$ m ³ deponijskog gasa godišnje	3	
		Deponije koje produkuju $5 \cdot 10^6$ - $1 \cdot 10^8$ m ³ deponijskog gasa godišnje	4	
		Deponije koje produkuju više od $1 \cdot 10^8$ m ³ deponijskog gasa godišnje	5	
16	Tip zemljišta (poglavlje 2.3.2.1.31.)	Peskuša, podzod, skeletno i skeletoidno zemljište	1	Klasifikacija terena na osnovu karakteristika - zemljište (<i>Milanović i sar., 2010</i>); QGIS 3,30
		Solođ i solončak	2	
		Gajnjača i aluvijalno-deluvijalne akumulacije	3	
		Livadska crnica, smonica i mineralno barsko zemljište	4	
		Černozem i degradirani černozem	5	

Nastavak tabele 22

#	Pod-kriterijum	Klasifikacija		Izvor podataka
		Opis	Klasa	
17	Udaljenost od zaštićenih zona (poglavlje 2.3.2.1.5.)	>10 km	1	Mapa zaštićenih zona Republike Srbije (<i>Gosar i sar., 2017</i>); QGIS, 3,30
		7,5 - 10 km	2	
		5 - 7,5 km	3	
		1 - 5 km	4	
		<1 km	5	
18	Upotreba podzemne vode (poglavlje 2.3.2.1.20.)	Nema ljudsku upotrebu	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; Lokalni i Regionalni planovi upravljanja otpadom
		Upotreba u druge svrhe	2	
		Upotreba u industriji	3	
		Upotreba u poljoprivredi	4	
		Za vodosnabdevanje stanovništva	5	
19	Kvalitet podzemne vode (poglavlje 2.3.2.1.21.)	$NPI \leq 0,7$	1	Monitoring podaci (poglavlje 3.4.1.1.)
		$0,7 < NPI \leq 1,0$	2	
		$1,0 < NPI \leq 2,0$	3	
		$2,0 < NPI \leq 3,0$	4	
		$NPI > 3,0$	5	
20	Upotreba površinske vode (poglavlje 2.3.2.1.22.)	Nema ljudsku upotrebu	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; Lokalni i Regionalni planovi upravljanja otpadom
		Za proizvodnju energije, transport i druge svrhe nedefinisane daljom klasifikacijom	2	
		Upotreba u industriji	3	
		Upotreba u poljoprivredi	4	
		Za vodosnabdevanje stanovništva, uzgoj ribe i rekreaciju	5	
21	Tip površinskog vodnog tela (poglavlje 2.3.2.1.22.)	Veštačka vodna tela: kanali, jezera, akumulacije	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; Lokalni i Regionalni planovi upravljanja otpadom; QGIS 3,30
		Vodotokovi trećeg ili više reda ili sezonski vodotokovi: reke, kanali i ostala tekuća vodna tela	2	
		Stacionarne vode: lagune, jezera, akumulacije	3	
		Vodotokovi prvog i drugog reda	4	
		Permanentna vodna tela koja su klasifikovana kao osetljiva (npr. nacionalni parkovi, izvorska voda, močvare)	5	
22	Upotreba zemljišta (poglavlje 2.3.2.1.24.)	Druge upotrebe	1	Nacionalna baza podataka o deponijama; Lokalni i Regionalni planovi upravljanja otpadom
		Ruralni industrijski objekti	2	
		Poljoprivredne površine	3	
		Industrijski objekti i ruralni turizam	4	
		Stambeni objekti, urbani turizam, komercijalni objekti i drugi urbani objekti (npr. škole i bolnice)	5	
23	Kvalitet zemljišta (poglavlje 2.3.2.1.26.)	$PI \leq 0,7$	1	Monitoring podaci (poglavlje 3.4.1.2.)
		$0,7 < PI \leq 1$	2	
		$1 < PI \leq 2$	3	
		$2 < PI \leq 3$	4	
		$PI > 3$	5	

3.4.1.1. *Određivanje vrednosti pod-kriterijuma Kvalitet podzemne vode*

U cilju procene uticaja ispitivanih deponija komunalnog otpada (slika 22) na podzemnu vodu izvršen je monitoring kvaliteta podzemne vode u periodu od 2015. godine do 2019. godine, tako da se obuhvate sušni periodi i periodi intenzivnih padavina. Dinamika monitoringa kvaliteta podzemne vode na teritoriji ispitivanih deponija prikazana je u tabeli 23. U poglavlju 3.2. opisane su ispitivane deponije komunalnog otpada sa naznačenim mestima uzorkovanja podzemne vode. Monitoringom dobijeni podaci korišćeni su za određivanje NPI indeksa, koji je zatim korišćen za određivanje vrednosti kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“.

Tabela 23. Dinamika uzorkovanja podzemnih voda na teritoriji ispitivanih deponija

Deponija	Monitoring period	Broj mesta uzorkovanja podzemne vode	Broj uzoraka podzemne vode
G	2017-2018	1	4
M	2017-2018	1	4
Z	2017-2018	3	6
SM	2015-2018	3	12
S	2016-2019	3	24

Uzorkovanje podzemnih voda na odabranim lokacijama izvršeno je u skladu sa standardnom metodom SRPS ISO 5667-11. Pre početka uzorkovanja izvršeno je merenje nivoa podzemne vode pomoću nivometra „OTT KL 010“ sa zvučnom sondom. Uzorci su sakupljeni u staklene boce od 5 L za analizu organskih jedinjenja, 1,5 L plastične boce za analizu opštih parametara, i 200 mL plastične boce za analizu odabranih metala. Uzorci su transportovani i čuvani na 4°C pre njihove pripreme za analizu. Konzervisanje i rukovanje uzorcima podzemne vode izvršeno je u skladu sa standardnim procedurama definisanim SRPS EN ISO 5667-3. Karakterizacija uzoraka podzemne vode izvršena je analizom širokog opsega parametara:

- opšti fizičko-hemijski parametri i nutrijenti: pH, temperatura, elektroprovodljivost, ukupne suspendovane materije, suvi ostatak/rastvorene materije, hemijska potrošnja kiseonika, biohemijska potrošnja kiseonika, ukupni organski ugljenik, ukupan azot, amonijak, nitrati, nitriti, ukupan fosfor, ortofosfati, hloridi, sulfidi i sulfati;
- metali: gvožđe, mangan, nikl, cink, kadmijum, hrom, bakar, olovo, arsen i živa;
- VOC: hloroform, 1,1,1-trihloreten, 1,2-dihloreten, benzen, trihloretilen, BDHM, toluol, tetrahloretilen, hlorbenzen, etilbenzen, m+p-ksilen, o-ksilen, bromoform, 1,2-dihlorobenzen, 1,4-dihlorobenzen i vinilhlorid;
- pesticidi: alfa-HCH, beta-HCH, gama-HCH, delta-HCH, heptahlor, heptahlorepoksid, aldrin, dieldrin, endrin, endrinaldehid, endosulfansulfat, endosulfan I, endosulfan II, 4,4'-DDT, 4,4'-DDD i 4,4'-DDE;
- prioritetni pesticidi: alahlor, atrazine, simazine, hlorpirofos, trifluralin, pentahlorobenzen i heksahlorobenzen;
- alkilfenoli: 4-nonilfenol i 4-oktilfenol;
- policiklični aromatični ugljovodonici (PAH): naftalen acenaften, flouren, fenantren, antracen, flouranten, piren, benzo(a)antracen, krizen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(g,h,i)perilen, dibenzo(a,h)antracen i indeno(1,2,3-cd)piren.

Opis metoda analize navedenih parametara u uzorcima podzemne vode dati su u Prilogu (tabela P-1 i P-2), gde su navedene i praktične granice kvantifikacije (PQL) i minimalne granice detekcije (MDL) korišćenih metoda.

Za određivanje vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ korišćen je Nemerow NPI koji predstavlja poznatu metodu opisivanja stanja vode ili drugog medijuma životne sredine pod određenim negativnim uticajem. NPI je često korišćena metoda određivanja nivoa zagađenja podzemne vode pod uticajem deponije komunalnog otpada (*Liang i Zheng, 2009; Jie i sar., 2012; Ma, 2012; Han i sar., 2015; Han i sar., 2016; Dąbrowska i Witkowski, 2022*). Određivanje NPI vrednosti zasniva se na upotrebi dva seta podataka: koncentracije parametara u uzorku (c) i referentnih standardnih vrednosti (s). Kako realni uzorci podzemne vode predstavljaju kompleksan matriks koji sadrži različite konstituente razvijen je unapređeni oblik NPI (*Han i sar., 2016*) kojim se na pouzdaniji način dobija kvantitativan uticaj nekog izvora zagađenja na posmatrani medijum. Jednačine 9-11 su korišćene za određivanje unapređenog oblika NPI:

$$NP_i = \frac{c_i}{s_i} \quad (9)$$

$$NPI = \sqrt{\frac{NP_{iavg}^2 + NP_{imax}^2}{2}} \quad (10)$$

$$NPI_L = \frac{\sum_{j=1}^n NPI_j}{n} \quad (11)$$

gde NP_i predstavlja vrednost jedinstvenog faktora zagađenja za parametar i , c_i predstavlja koncentraciju (ili vrednost) ispitivanog parametra i , s_i predstavlja standardnu vrednost parametra i , NPI predstavlja vrednost Nemerow-og indeksa za parametar i , NP_{iavg} predstavlja srednju vrednost jedinstvenog faktora zagađenja za parametar i u ispitivanom periodu, NP_{imax} predstavlja maksimalnu vrednost jedinstvenog faktora zagađenja za parametar i u ispitivanom periodu, a NPI_L predstavlja vrednost Nemerow-og indeksa za datu lokaciju uzorkovanja računatu za sve analizirane parametre.

NPI se takođe može odrediti i za ispitivanu teritoriju računanjem srednje vrednosti svih mesta uzorkovanja. Ovako računane srednje vrednosti korišćene su za klasifikaciju kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“, pri čemu je za to korišćena izvorna klasifikacija NPI vrednosti autora Han i sar. (2016) prikazana u tabeli 24.

Tabela 24. Klasifikacija NPI vrednosti (*Han i sar., 2016*)

Ocena	NPI vrednost	Opis
1	$PI \leq 0,7$	Bezbedno stanje
2	$0,7 < PI \leq 1$	Stanje pripravnosti
3	$1 < PI \leq 2$	Umereno zagađenje
4	$2 < PI \leq 3$	Srednje zagađenje
5	$PI > 3$	Intenzivno zagađenje

Kao standardne vrednosti potrebne za određivanje NPI korišćene su referentne vrednosti sledećih regulativa:

- Uredba o programu sistemskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010, 30/2018);
- Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 50/2012);
- Pravilnik o higijenskoj ispravnosti vode za piće ("Sl. list SRJ", br. 42/98 i 44/99 i "Sl. glasnik RS", br. 28/2019);
- Evropska Direktiva saveta o kvalitetu vode (EU 1998/83/EC);
- Preporuke Svetske zdravstvene organizacije (WHO) za kvalitet vode za piće (WHO, 2022).

Za računanje LWPI vrednosti kao indeksa zagađenja podzemne vode pod uticajem deponije potrebno je poznavanje kvaliteta podzemne vode uzvodno od deponije, odnosno podzemne vode na ispitivanoj teritoriji koja nije pod uticajem deponije (Talalaj, 2014). S obzirom da samo na deponijama Z i SM postoje uslovi za to, LWPI nije pogodan za određivanje stepena uticaja deponije na kvalitet podzemne vode, zbog čega će se u tu svrhu koristiti NPI.

Na osnovu literaturnih izvora može se zaključiti da je korišćenje standardnih/referentnih vrednosti kvaliteta vode za piće za ocenu kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije ustaljena praksa (Mor i sar., 2006; Aderemi i sar., 2011; Nagarajan i sar., 2012; Odunlami, 2012; Han i sar., 2016). Razlog ovakvog pristupa je sveobuhvatnija procena uticaja deponija na podzemnu vodu uz ujedno dobijanje standardnih vrednosti za sve ispitivane parametre. Odabir specifičnih standardnih vrednosti izvršen je po najstrožem kriterijumu tako da ukoliko postoji više dostupnih standardnih vrednosti za dati parametar bira se najstroža u cilju obezbeđivanja reprezentativnog pristupa procene uticaja deponija na podzemnu vodu, i harmonizacije međunarodnog i nacionalnog zakonodavstva.

S obzirom na širok opseg analiziranih parametara kvaliteta podzemne vode jasno je da neki parametri imaju veći značaj, a neki manji, ili uopšte nemaju značaj, za procenu uticaja deponija na kvalitet podzemne vode. Iz tog razloga, pre računanja NPI, izvršiće se odabir relevantnih model parametara NPI. U prvom koraku, odabrani su parametri kvaliteta podzemne vode prema monitoring podacima, relevantnoj literaturi i poređenjem sa standardnim vrednostima. U drugom koraku, kao potvrda prethodne selekcije parametara, izvršeno je određivanje Pearsonovog koeficijenta korelacije odabranih parametara korišćenjem svih izmerenih vrednosti obuhvaćenih monitoringom (Prilog, tabela P-3). Određivanje Pearsonovih koeficijenata korelacije izvršeno je upotrebom softverskog paketa Statistica 13.5.

3.4.1.2. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma Kvalitet zemljišta

Za procenu uticaja ispitivanih deponija komunalnog otpada (slika 22) na kvalitet zemljišta izvršen je monitoring kvaliteta zemljišta u periodu od 2016. do 2019. godine. Dinamika monitoringa kvaliteta zemljišta prikazana je u tabeli 25. Reprezentativni uzorci zemljišta uzeti su na dubini od 25-50 cm prema uputstvima standardnih metoda ISO 18400-101:2017, ISO 18400-102:2017, ISO 18400-103:2017 i ISO 18400-107:2017. Uzorci su uzimani u staklene tegle, i transportovani i čuvani na 4°C pre njihove pripreme za analizu.

Tabela 25. Dinamika uzorkovanja zemljišta na teritoriji ispitivanih deponija

Deponija	Monitoring period	Broj mesta uzorkovanja zemljišta	Broj uzoraka zemljišta
G	2017-2018	1	2
M	2017-2018	1	2
Z	2016-2017	1	2
SM	2016-2019	2	8
S	2016-2019	3	9

Uzorci zemljišta analizirani su na sledeće parametre:

- opšti parametri: sadržaj suve materije, sadržaj vlage, sadržaj organske materije i granulometrijski sastav;
- metali: gvožđe, mangan, nikl, cink, kadmijum, hrom, bakar, olovo, arsen i živa;
- pesticidi: alfa-HCH, beta-HCH, gama-HCH, delta-HCH, heptahlor, heptahlorepoksid, aldrin, dieldrin, endrin, endrinaldehid, endosulfansulfat, endosulfan I, endosulfan II, 4,4'-DDT, 4,4'-DDD i 4,4'-DDE;
- prioritetni pesticidi: alahlor, atrazine, simazine, hlorpirofos, trifluralin, pentahlorbenzen i heksahlorbenzen;
- alkilfenoli: 4-nonilfenol i 4-oktilfenol;
- policiklični aromatični ugljovodonici (PAH): naftalen acenaften, flouren, fenantren, antracen, flouranten, piren, benzo(a)antracen, krizen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(g,h,i)perilen, dibenzo(a,h)antracen i indeno(1,2,3-cd)piren.

Priprema uzoraka zemljišta i metode analiza navedenih parametara opisani su u Prilogu (tabela P-3), gde su navedene karakteristike datih instrumentalnih metoda. Rezultati analize metala u uzorcima zemljišta iskazane su kao korigovane vrednosti prema uputstvu datom u Uredbi o programu sistemskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010, 30/2018);

Za klasifikaciju pod-kriterijuma „Kvalitet zemljišta“ takođe je korišćen NPI. Ista procedura i jednačine 9-11 određivanja NPI vrednosti korišćene su za zemljište, sa tim da su korišćene drugačije standardne/referentne vrednosti ispitivanih parametara, izvedenih iz sledećih regulativa:

- Uredba o programu sistemskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010, 30/2018);
- Holandska Uredba o remedijaciji zemljišta (2013);
- Kanadske smernice o kvalitetu životne sredine (CEQGs), Smernice kvaliteta zemljišta za zaštitu životne sredine i ljudskog zdravlja.

Osim odgovarajućih standardnih vrednosti, za računanje NPI su korišćene koncentracije odabranih parametara kvaliteta zemljišta. Odabir parametara izvršen je prema njihovom značaju kao indikatora negativnog uticaja deponija, a konačna potvrda odabira model

parametara NPI izvršena je određivanjem Pearsonovih koeficijenata korelacije, određenih pomoću softverskog paketa Statistica 13.5.

NPI je odabran kao pogodan za kvantifikaciju pod-kriterijuma „Kvalitet zemljišta“ zbog njegovih prednosti u poređenju sa I_{geo} i ER^i/RI indeksima:

- jednostavnost: ne postoji potreba za poznavanjem kvaliteta zemljišta na ispitivanoj teritoriji koje nije pod uticajem deponije
- manja ograničenost: NPI omogućava korišćenih svih parametara kvaliteta zemljišta bez obzira na njihovu grupu, pod uslovom da postoji dostupna standardna/referentna vrednost datog parametra, dok se I_{geo} i ER^i/RI indeksi zasnivaju na proceni zagađenja i uticaja zemljišta u domenu teških metala.

3.4.2. Određivanje težinskih faktora

Dve su glavne razlike između SAW-FUCOM i EVIAVE modela, a to je način korišćenja pod-kriterijuma za dobijanje vrednosti kriterijuma, i određivanje i upotreba težinskih faktora.

3.4.2.1. *Određivanje težinskih faktora - SAW-FUCOM model*

Da bi se odredile vrednosti kriterijuma SAW-FUCOM modela, prvo je neophodno izvršiti određivanje vrednosti težinskih faktora svakog od pod-kriterijuma datih grupa kriterijuma. SAW-FUCOM model podrazumeva određivanje težinskih faktora FUCOM metodom opisanom u poglavlju 2.3.2.2., pri čemu je FUCOM algoritam dat u tabeli 17. Na osnovu učešća donosioca odluka, vodeći se FUCOM algoritmom (tabela 17) odrediće se težinski faktori svih odabranih pod-kriterijuma. U tabeli 26 su prikazani kriterijumi i njihovi pripadajući pod-kriterijumi, korišćeni za obe izvedbe SAW-FUCOM modela: SAW-FUCOM_B i SAW-FUCOM_I.

Za potrebe određivanja težinskih faktora učestvovalo je pet donosioca odluka (DM1-DM5), odnosno stručnjaka iz oblasti upravljanja otpadom: četiri univerzitetska profesora uže stručne oblasti zaštite životne sredine i diplomirani inženjer geologije sa dugogodišnjim iskustvom u oblasti monitoringa životne sredine pod uticajem deponije. Pre njihovog učešća donosiocima odluka detaljno su objašnjeni ciljevi i kontekst MCDM modela, nakon čega su objašnjeni odabrani kriterijumi i pod-kriterijumi, uključujući njihov značaj i njihovu osnovu, način njihovog vrednovanja, izvore podataka i način njihove primene.

Određivanje težinskih faktora izvršeno je za pod-kriterijume pripadajućih kriterijuma zasebno. Na primer, za „Tehničko-tehnološki kriterijum“ vrši se određivanje težinskih faktora u grupi sa pripadajućim pod-kriterijumima: „Veličina deponije“, „Starost deponije“, „Vrsta otpada“, „Kontrola procedne vode“, „Kontrola deponijskog gasa“ i „Potencijal za generisanje deponijskog gasa“. U slučaju „Tehničko-tehnološkog kriterijuma“ FUCOM algoritam se primenjuje na prethodno navedene pod-kriterijume, tako da donosioci odluka ocenjuju međusobni značaj ovih pod-kriterijuma, uzimajući u obzir i postojanje drugih pod-kriterijuma čiji značaj će kasnije odrediti.

Tabela 26. Kriterijumi i pripadajući pod-kriterijumi korišćeni za obe izvedbe SAW-FUCOM modela

	Tehničko-tehnološki kriterijum (C1)	Kriterijum lokacije i uslova (C2)	Kriterijum životna sredina (C3)	
Probabilistički SAW-FUCOM (SAW-FUCOM_P)	Veličina deponije (C4)	Udaljenost od naselja (C10)	Osetljivost podzemnih voda (C19)	Integrirani SAW-FUCOM (SAW-FUCOM_I)
	Starost deponije (C5)	Udaljenost od površinske vode (C11)	Upotreba podzemnih voda (C20)	
	Vrsta otpada (C6)	Udaljenost od infrastrukture (C12)	Tip zemljišta (C21)	
	Kontrola procedne vode (C7)	Udaljenost od zaštićenih zona (C13)	Tip površinskog vodnog tela (C22)	
	Kontrola deponijskog gasa (C8)	Rizik od klizišta (C14)	Upotrebe površinskih voda (C23)	
	Potencijal za generisanje deponijskog gasa (C9)	Rizik od poplava (C15)	Upotreba zemljišta (C24)	
		Seizmički rizik (C16)		
		Intenzitet vetrova (C17)		
		Količine padavina (C18)		
			Kvalitet podzemne vode (C25)	
		Kvalitet zemljišta (C26)		

Prema FUCOM algoritmu, u prvom koraku donosioci odluka su rangirali značaj pod-kriterijuma pripadajućeg kriterijuma prema jednačini:

$$C_{j(1)} > C_{j(2)} > \dots > C_{j(k)} \quad (12)$$

gde k predstavlja rang (ocenu) posmatranog kriterijuma. Ukoliko se smatra da su dva ili više pod-kriterijuma od istog značaja koristi se simbol jednakosti umesto „>”. U tom slučaju nije važno koji od kriterijuma jednake važnosti dobija koji rang.

U drugom koraku izvršeno je poređenje rangiranih kriterijuma metodom komparativnog prioriteta:

$$\phi = \left(\varphi_{\frac{1}{2}}, \varphi_{\frac{2}{3}}, \dots, \varphi_{\frac{k}{(k+1)}} \right) \quad (13)$$

gde $\varphi_{k/(k+1)}$ predstavlja značaj (prioritet) koji kriterijum $C_{j(k)}$ ranga ima nad kriterijumom $C_{j(k+1)}$ ranga. Drugim rečima, u drugom koraku donosioci odluka su odredili koliko je puta kriterijum višeg ranga značajniji od kriterijuma sledećeg (prvog nižeg) ranga. U ovu svrhu je korišćena Satijeva skala (opisivanje značaja vrednostima od 1 do 9, sa tim da su moguće decimalne vrednosti).

Određivanje težinskih faktora izvršeno je posebno za SAW-FUCOM_P izvedbu i SAW-FUCOM_I izvedbu modela, iz razloga što se uključivanjem ili isključivanjem pod-kriterijuma „Kvalitet podzene vode“ i „Kvalitet zemljišta“ menja međusobni značaj svih odabranih pod-kriterijuma, što se kvantifikuje upravo određivanjem težinskih faktora.

Ovde je zvaršilo učešće donosioca odluka, a težinski faktori su određeni u naredna dva koraka opisana u poglavlju 2.3.2.2. Svi proračuni za određivanje težinskih faktora izvršeni su pomoću Solver ekstenzije u Excel softveru Microsoft Office LTSC Proffesional Plus 2021 paketa. Nakon određivanja težinskih faktora svih pod-kriterijuma učešćem svakog od donosioca odluka izvršeno je računanje kolektivnog težinskog faktora kao srednja vrednosti težinskih faktora datog pod-kriterijuma svih donosioca odluka.

3.4.2.2. Određivanje težinskih faktora - EVIAVE model

Za potrebe EVIAVE modela težinski faktori odabranih pod-kriterijuma imaju predefinisane vrednosti, bez učešća donosioca odluka. Predefinisane vrednosti težinskih faktora određene se od strane autora EVIAVE metodologije (*Calvo i sar., 2005*) uz manje modifikacije tokom kasnijeg korišćenja ove metodologije (*Zamorano i sar., 2009; Arrieta i sar., 2016*). U poglavlju 2.3.2.2. opisane su osnove ovakvog pristupa definisanja težinskih faktora. Težinski faktori primenjeni za pod-kriterijume uticaja zagađenja sa deponije na pod-kriterijume životne sredine prikazani su u tabeli 27.

Tabela 27. Težinski faktori pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije na pod-kriterijume životne sredine

Pod-kriterijum uticaja zagađenja sa deponije	Podzemna voda	Površinska voda	Zemljište	Vazduh	Ljudsko zdravlje
Veličina deponije	2	2	2	2	2
Starost deponije	1	1	1	1	2
Vrsta otpada koji se deponuje	2	2	2	2	2
Udaljenost deponije od naselja	1	1	1	1	2
Udaljenost deponije od površinske vode	1	2	1	1	1
Udaljenost deponije od infrastrukture	1	1	1	1	2
Udaljenost deponije od zaštićenih zona	1	1	1	1	2
Kontrola procedne vode	2	2	2	1	2
Kontrola deponijskog gasa	1	1	1	2	2
Rizik od klizišta	1	1	1	1	1
Količina padavina	2	2	2	2	1
Rizik od poplava	2	2	2	1	2
Seizmički rizik	1	1	1	1	1
Intenzitet vetrova	1	1	1	2	2
Osetljivost podzemnih voda	2	1	1	1	2
Tip zemljišta	1	1	2	1	1

Kako je u poglavlju 2.3.2.2. navedeno, težinski faktori mogu imati vrednost 1 ili 2 u zavisnosti od odnosa između odabranih pod-kriterijuma i strukturnih elemenata na izvoru zagađenja: prisustvo organske materije, vlažnost otpada i gustina otpada.

Strukturni elementi definisani su kao oni koji učestvuju u glavnim fizičkim i biohemijskim procesima koji se odigravaju na deponiji, a utiču na produkciju procedne vode i deponijskog gasa. Važno je napomenuti da se EVIAVE metodologija koristi tri seta pod-kriterijuma, a da se težinski faktori primenjuju samo za pod-kriterijume uticaja zagađenja sa deponije, kao što je opisano u poglavlju 2.3.2. Kako nema svaki pod-kriterijum jednak uticaj na elemente životne sredine (podzemna voda, površinska voda, zemljište, vazduh i ljudsko zdravlje), težinski faktori pod-kriterijuma razlikuju se i u zavisnosti od njihovog uticaja na dati element životne sredine, odnosno pod-kriterijum životne sredine. Ukoliko pod-kriterijum uticaja zagađenja sa deponije utiče direktno na strukturne elemente ili pod-kriterijume životne sredine, dobija vrednost težinskog faktora 2, u suprotnom je vrednost težinskog faktora 1.

3.5. Određivanje vrednosti kriterijuma i multi-kriterijumska prioritizacija odabranih deponija komunalnog otpada

Proces određivanja kriterijuma SAW-FUCOM i EVIAVE modela umnogome se razlikuje i u direktnoj vezi je sa poslednjom fazom multi-kriterijumske prioritizacije deponija komunalnog otpada, stoga su ova dva koraka neodvojiva i moraju se opisati zajedno.

3.5.1. Određivanje vrednosti kriterijuma i multi-kriterijumska prioritizacija deponija - SAW-FUCOM model

Nakon određivanja osnovne vrednosti pod-kriterijuma i određivanja težinskih faktora, sledeći koraci SAW-FUCOM modela su:

- normalizacija osnovnih vrednosti pod-kriterijuma na skalu od 0 do 1,
- računanje ponderisanih vrednosti pod-kriterijuma svake grupe kriterijuma,
- određivanje vrednosti kriterijuma i
- određivanje konačne ocene date alternative.

Normalizacija osnovnih vrednosti pod-kriterijuma i računanje ponderisanih vrednosti

Osnovne vrednosti pod-kriterijuma određene su skalom od 1 do 5 prema tabeli 22. S obzirom da su sve osnovne vrednosti pod-kriterijuma određene istom skalom (ocenama od 1 do 5) nije neophodno izvršiti njihovu normalizaciju na skalu od 0 do 1. Međutim, FUCOM metodom se dobijaju vrednosti težinskih faktora u opsegu od 0 do 1, zbog čega je korisno normalizovati vrednosti pod-kriterijuma u istom opsegu, odnosno od 0 do 1. Na ovaj način osigurava se da svaki pod-kriterijum ima jednako učešće tokom procesa multi-kriterijumske prioritizacije deponija, bez obzira na veličinu njegove osnovne vrednosti. Normalizacija osnovnih vrednosti pod-kriterijuma izvršena je sledećom jednačinom:

$$b_i = \frac{a_i - 1}{4} \quad (14)$$

gde b_i predstavlja normalizovanu vrednost pod-kriterijuma i , a a_i predstavlja osnovnu vrednost pod-kriterijuma i .

U sledećem koraku SAW-FUCOM modela izvršeno je određivanje ponderisanih vrednosti pod-kriterijuma, koje predstavljaju proizvod normalizovanih vrednosti pod-kriterijuma i prethodno određenih kolektivnih težinskih faktora:

$$s_i = b_i \cdot w_{cj} \quad (15)$$

gde s_i predstavlja ponderisanu vrednost pod-kriterijuma i , a w_{cj} predstavlja kolektivni težinski faktora pod-kriterijuma i .

Određivanje vrednosti kriterijuma

SAW-FUCOM model ima tri glavna kriterijuma:

- Tehničko-tehnološki kriterijum (C1),
- Kriterijum lokacije i uslova (C2) i
- Kriterijum životne sredine (C3).

Svaki od prethodno navedenih kriterijuma ima pod-kriterijume koji su prikazani u tabeli 26. Dve različite izvedbe SAW-FUCOM modela razlikuju se po broju pod-kriterijuma za Kriterijum životne sredine. Probabilistička izvedba SAW-FUCOM modela (SAW-FUCOM_P) sadrži sledeće pod-kriterijume: Osetljivost podzemnih voda (C19), Upotreba podzemnih voda (C20), Tip zemljišta (C21), Upotrebe površinskih voda (C22), Tip površinskog vodnog tela (C23) i Upotreba zemljišta (C24). Osim prethodno navedenih, integrisana izvedba SAW-FUCOM modela (SAW-FUCOM_I) sadrži dodatna dva kriterijuma: Kvalitet podzemne vode (C25) i Kvalitet zemljišta (C26).

Računanje kriterijuma izvršeno je sabiranjem svih ponderisanih vrednosti pod-kriterijuma koji pripadaju datom kriterijumu:

$$C_n = \sum_{i=1}^m s_i \quad (16)$$

gde C_n predstavlja kriterijum n , m predstavlja broj pod-kriterijuma datog kriterijuma n , s_i predstavlja ponderisanu vrednost pod-kriterijuma i .

Određivanje konačne ocene date alternative

Konačna ocena date alternative predstavlja krajnji korak multi-kriterijumske prioritizacije deponija primenom SAW-FUCOM modela. Ocena svake od alternativa određena je sabiranjem vrednosti kriterijuma:

$$S_k = C1_k + C2_k + C3_k \quad (17)$$

gde S_k predstavlja konačnu ocenu alternative (deponije) k , $C1_k - C3_k$ predstavljaju vrednosti kriterijuma C1, C2 i C3 za alternativu (deponiju) k .

Ovako dobijene konačne ocene mogu imati vrednosti u opsegu od 0 do 3. S obzirom da su korišćene normalizovane vrednosti pod-kriterijume u skali od 0 do 1, što je isti slučaj i za težinske faktore, generalno je preporučljivo da i konačne ocene budu u opsegu od 0 do 1, što obezbeđuje doslednost tokom celog procesa. Normalizovanje konačnih vrednosti na ovaj način omogućava lakše tumačenje rezultata i poređenje sa vrednostima kriterijuma u cilju određivanje stepena njihovog učešća. Normalizacija konačnih ocena alternativa izvršeno je na sledeći način:

$$SF_k = \frac{S_k}{3} \quad (18)$$

gde SF_k predstavlja normalizovanu konačnu ocenu alternative (deponije) k .

Normalizovane konačne ocene deponija korišćene su za prioritizaciju ispitivanih deponija komunalnog otpada na osnovu njihovog uticaja na životnu sredinu.

3.5.2. Određivanje vrednosti kriterijuma i multi-kriterijumska prioritizacija deponija - EVIAVE model

EVIAVE metodologija koristi više setova kriterijuma, odnosno pod-kriterijuma čije se vrednosti koriste za određivanje:

- indeksa zagađenja (CRI_j) - nivo 1;
- verovatnoće kontaminacije (Pbc) - nivo 2;
- deskriptora životne sredine (eV) - nivo 2;
- indeksa rizika po životnu sredinu (ERI) - nivo 3;
- indeksa uticaja deponije na životnu sredinu (ELI) - nivo 4.

Određivanje vrednosti indeksa zagađenja (CRI_j) - nivo 1

U EVIAVE metodologiji postoje 4 definisana elemenata (podzemna voda, površinska voda, zemljište i vazduh) i 1 uslovni element životne sredine (ljudsko zdravlje). Kako ne postoji dovoljno relevantni parametri kojima se može odrediti stanje ljudskog zdravlja pod uticajem deponije, ovaj uslovni element životne sredine uvek se ocenjuje najvišom ocenom, odnosno ocenom 5, što će biti detaljnije pojašnjeno u narednim nivoima. Nemaju svi pod-kriterijumi prikazani u tabeli 27 direktan uticaj na sve elemente životne sredine. U tabeli 28 prikazano je koji pod-kriterijumi uticaja zagađenja sa deponije imaju direktan uticaj na elemente životne sredine. Vrednosti indeksa zagađenja (CRI) određeni su samo za one pod-kriterijume uticaja zagađenja sa deponije koji imaju direktan uticaj na date elemente životne sredine (tabela 28).

Indeks zagađenja predstavlja proizvod osnovne vrednosti pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije i njemu dodeljenog težinskog faktora:

$$CRI_j = a_j \cdot W_j \quad (19)$$

gde a_j predstavlja osnovnu vrednost pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije j , a W_j predstavlja težinski faktor pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije j .

Tabela 28. Direktna uticaja pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije na elemente životne sredine

Pod-kriterijum uticaja zagađenja sa deponije	Podzemna voda	Površinska voda	Zemljište	Vazduh	Ljudsko zdravlje
Veličina deponije	x	x	x	x	x
Starost deponije	x	x	x	x	x
Vrsta otpada koji se deponuje	x	x	x	x	x
Udaljenost deponije od naselja					x
Udaljenost deponije od površinske vode		x			
Udaljenost deponije od infrastrukture					x
Udaljenost deponije od zaštićenih zona					x
Kontrola procedne vode	x	x	x		x
Kontrola deponijskog gasa				x	x
Rizik od klizišta	x	x	x		x
Količina padavina	x	x	x	x	x
Rizik od poplava	x	x	x		
Seizmički rizik	x	x	x	x	x
Intenzitet vetrova				x	x
Osetljivost podzemnih voda ⁽¹⁾	x				x
Tip zemljišta ⁽¹⁾			x		

⁽¹⁾ Pod-kriterijumi uticaja zagađenja sa deponije korišćeni samo u EVIAVE_I izvedbi modela

Vrednosti težinskih faktora (W) odabranih pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije prikazani su u tabeli 27. Klasifikacija osnovnih vrednosti pod-kriterijuma prikazanih u tabeli 27, data je u tabeli 22. Za svaki od pod-kriterijuma prikazanih u tabeli 27 određena je CRI vrednost. CRI vrednosti se razlikuju u zavisnosti za koji element životne sredine (podzemna voda, površinska voda, zemljište, vazduh i ljudsko zdravlje) će se koristiti. Ove razlike proističu i iz različitih vrednosti težinskih faktora, kao što prikazano u tabeli 27.

U ovom koraku postoji mala razlika između integrisane izvedbe EVIAVE modela (EVIAVE_I) i probabilističke izvedbe EVIAVE modela (EVIAVE_P). Naime, za EVIAVE_I model koriste se svi pod-kriterijumi uticaja zagađenja sa deponije prikazani u tabeli 27. U EVIAVE_P izvedbi modela pod-kriterijumi „Potencijal za generisanje deponijskog gasa“ i „Tip zemljišta“ neće se koristiti kao pod-kriterijumi uticaja zagađenja sa deponije, već kao kriterijumi životne sredine.

Određivanje vrednosti verovatnoće kontaminacije (Pbc) - nivo 2

Verovatnoća kontaminacije predstavlja kvantitativnu vrednost koja opisuje stanje na deponiji (eksploatacija, dizajn, karakteristike, lokacija, uslovi terena itd.) u odnosu na oslobađanje zagađenja sa deponije, odnosno potencijalnog uticaja na elemente životne sredine. Računanje Pbc vrednosti zasniva se na upotrebi prethodno određenih CRI vrednosti korišćenjem sledeće jednačine:

$$Pbc_i = \frac{\sum_{j=1}^{j=n} CRI_j \cdot \sum_{j=1}^{j=n} CRI_{j_{min}}}{\sum_{j=1}^{j=n} CRI_{j_{max}} \cdot \sum_{j=1}^{j=n} CRI_{j_{min}}} \quad (20)$$

gde n predstavlja broj pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije korišćenih za računanje vrednosti indeksa zagađenja u zavisnosti od elementa životne sredine i , j predstavlja pod-kriterijum uticaja zagađenja sa deponije, $CRI_{j_{min}}$ predstavlja najmanju vrednost indeksa zagađenja računatog za element životne sredine i , a $CRI_{j_{max}}$ predstavlja najveću vrednost indeksa zagađenja računatog za element životne sredine i .

Dakle, Pbc vrednost se određuje za svaki element životne sredine, pri čemu se koriste samo CRI vrednosti za one pod-kriterijume uticaja zagađenja sa deponije koji imaju direktan uticaj na dati element životne sredine (tabela 28). Klasifikacija dobijenih Pbc vrednosti prema Arrieta i sar. (2016) prikazana je u tabeli 29.

Tabela 29. Klasifikacija vrednosti verovatnoće kontaminacije (Pbc) (Arrieta i sar., 2016)

Vrednost verovatnoće kontaminacije	Klasifikacija
$0 \leq Pbc < 0,2$	Veoma niska vrednost
$0,2 \leq Pbc < 0,4$	Niska vrednost
$0,4 \leq Pbc < 0,6$	Srednja vrednost
$0,6 \leq Pbc < 0,8$	Visoka vrednost
$0,8 \leq Pbc \leq 1,0$	Veoma visoka vrednost

Određivanje deskriptora životne sredine (eV) - nivo 2

U drugom nivou EVIAVE metodologije određene su i vrednosti deskriptora životne sredine (eV), i to za svaki element životne sredine: podzemna voda, površinska voda, zemljište, vazduh i ljudsko zdravlje. Kako je prethodno bilo navedeno, ljudsko zdravlje je uslovni element životne sredine. Direktno i indirektno izlaganje ljudi zagađenju sa deponije je osnov za dodeljivanje maksimalne vrednosti deskriptora ljudsko zdravlje, pri čemu ova vrednost uvek iznosi 5 ($eV_{\text{ljudsko zdravlje}}=5$).

Deskriptor životne sredine može se posmatrati kao indeks kojim se kvantitativno opisuju uslovi elemenata životne sredine pod uticajem deponije, uzimajući u obzir kvalitativne i socio-političke karakteristike. Korišćene su samo one karakteristike od značaja za uticaj deponije u ograničenom radijusu, koji ima predefinisane vrednosti od 1000 m. Na primer, upotreba podzemne vode posmatra se samo u radijusu od 1000 m udaljenosti od deponije, tako da se u tom radijusu uzima samo ona vrednost koja ukazuje na najgori ishod.

Najznačajnija razlika između $EVIAVE_I$ i $EVIAVE_P$ izvedbe modela odnosi se na izbor pod-kriterijuma životne sredine koji će se koristiti za određivanje vrednosti deskriptora životne sredine. Klasifikacija pod-kriterijuma životne sredine korišćenih za određivanje eV vrednosti data je u tabeli 22. Odabrani pod-kriterijumi životne sredine za određivanje deskriptora elemenata životne sredine, kao i jednačine korišćene za proračune, prikazani su u tabeli 30. U tabeli 30 takođe su prikazane i razlike $EVIAVE_I$ i $EVIAVE_P$ modela. Klasifikacija dobijenih eV vrednosti ista je za obe izvedbe modela, i prikazana je u tabeli 31.

Tabela 30. Pod-kriterijumi životne sredine i jednačine korišćene za određivanje vrednosti deskriptora životne sredine (eV)

Deskriptor životne sredine	Jednačina za određivanje eV vrednosti	Pod-kriterijumi životne sredine za određivanje eV
Integrirana izvedba $EVIAVE$ modela ($EVIAVE_I$)		
Podzemna voda	$eV_{podzemna\ voda} = \frac{A1 + A2}{2}$	A1 - Upotreba podzemne vode A2 _I - Kvalitet podzemne vode
Površinska voda	$eV_{površinska\ voda} = \frac{B1 + B2}{2}$	B1 - Upotreba površinske vode B2 - Tip površinskog vodnog tela
Zemljište	$eV_{zemljište} = \frac{C1 + C2}{2}$	C1 - Upotreba zemljišta C2 _I - Kvalitet zemljišta
Vazduh	$eV_{vazduh} = D1$	D1 - Potencijal za generisanje deponijskog gasa
Probabilistička izvedba $EVIAVE$ modela ($EVIAVE_P$)		
Podzemna voda	$eV_{podzemna\ voda} = \frac{A1 + A2}{2}$	A1 - Upotreba podzemne vode A2 _P - Osetljivost podzemne vode
Površinska voda	$eV_{površinska\ voda} = \frac{B1 + B2}{2}$	B1 - Upotreba površinske vode B2 - Tip površinskog vodnog tela
Zemljište	$eV_{zemljište} = \frac{C1 + C2}{2}$	C1 - Upotreba zemljišta C2 _P - Tip zemljišta
Vazduh	$eV_{vazduh} = D1$	D1 - Potencijal za generisanje deponijskog gasa

Za razliku od Pbc , čije se vrednosti kreću u opsegu od 0 do 1, eV ne može imati vrednost 0, jer može dovesti do zablude da deskriptor životne sredine uopšte ne postoji. Dodeljivanjem najniže vrednosti, odnosno vrednost 1, neće se uticati na povećanje konačnog rezultata, ali će se prepoznati prisustvo svakog od elemenata životne sredine. Posledično, izbeće se mogućnost dobijanja vrednosti 0 za dalje nivoe metodologije, čime bi se ignorisale sve dobijene vrednosti prethodno određenih indeksa.

Tabela 31. Klasifikacija vrednosti deskriptora životne sredine (eV) (*Arrieta i sar., 2016*)

Deskriptor životne sredine (eV)	Klasifikacija
$1,0 \leq eV < 1,8$	Veoma niska vrednost
$1,8 \leq eV < 2,6$	Niska vrednost
$2,6 \leq eV < 3,4$	Srednja vrednost
$3,4 \leq eV < 4,2$	Visoka vrednost
$4,2 \leq eV \leq 5,0$	Veoma visoka vrednost

Određivanje indeksa rizika po životnu sredinu (ERI) - nivo 3

U trećem nivou EVIAVE metodologije izvršeno je određivanje indeksa rizika po životnu sredinu (ERI) na osnovu prethodno određenih vrednosti verovatnoće kontaminacije (Pbc_i) i deskriptora životne sredine (eV_i):

$$ERI_i = Pbc_i \cdot eV_i \quad (21)$$

gde ERI_i predstavlja indeks rizika po životnu sredinu za element životne sredine i , Pbc_i predstavlja verovatnoću kontaminacije za element životne sredine i , a eV_i predstavlja deskriptor životne sredine elementa životne sredine i .

Indeks rizika po životnu sredinu služi za kvantifikaciju potencijalne opasnosti po svaki element životne sredine pod uticajem deponije, pri čemu se dobijene vrednosti rangiraju u opsegu od 0 do 5. Klasifikacija ERI_i vrednosti data je u tabeli 32.

Tabela 32. Klasifikacija vrednosti indeksa rizika po životnu sredinu (ERI) (*Arrieta i sar., 2016*)

Vrednost indeksa rizika po životnu sredinu (ERI)	Klasifikacija
$0 \leq ERI < 1$	Veoma niska vrednost
$1 \leq ERI < 2$	Niska vrednost
$2 \leq ERI < 3$	Srednja vrednost
$3 \leq ERI < 4$	Visoka vrednost
$4 \leq ERI \leq 5$	Veoma visoka vrednost

Određivanje indeksa uticaja deponije na životnu sredinu (ELI) - nivo 4

Konačna ocena alternative, odnosno deponije, EVIAVE metodologijom izvršena je određivanjem indeksa uticaja deponija na životnu sredinu (ELI). ELI vrednosti opisuju ukupan kvantitativni uticaj deponije na životnu sredinu. Pomoću ELI ocena, formirana je lista prioriteta ispitivanih deponija komunalnog otpada za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu, uz dodatnu klasifikaciju ovih vrednosti prema tabeli 33.

Računanje ELI vrednosti izvršeno je sabiranjem vrednosti indeksa rizika po životnu sredinu (ERI) svih elemenata životne sredine:

$$ELI_k = \sum_{i=1}^{i=5} ERI_{ik} \quad (22)$$

gde ELI_k predstavlja konačnu ocenu alternative, odnosno deponije k , i predstavlja element životne sredine, a ERI_{ik} predstavlja indeks rizika po životnu sredinu prema elementu životne sredine i , za deponiju k .

Tabela 33. Klasifikacija vrednosti indeksa uticaja deponije na životnu sredinu (ELI) (Arrieta i sar., 2016)

Vrednost indeksa uticaja deponije na životnu sredinu (ELI)	Klasifikacija
$0 \leq ELI < 5$	Zanemarljiv uticaj
$5 \leq ELI < 10$	Mali uticaj
$10 \leq ELI < 15$	Srednji uticaj
$15 \leq ELI < 20$	Veliki uticaj
$20 \leq ELI \leq 25$	Veoma izražen uticaj

3.6. Analiza osetljivosti

Za optimalnu multi-kriterijumsku prioritizaciju deponija komunalnog otpada za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu važno je izvršiti analizu osetljivosti primenjene metode u cilju konačnog odabira pouzdanog i doslednog MCDM modela. U poglavlju 2.3.2.3. opisan je značaj sprovođenja analize osetljivosti.

U skladu sa ciljevima i kontekstom donošenja odluka, analiza osetljivosti izvršena je na dva načina:

- 1) primenom dva različita MCDM modela: SAW-FUCOM i EVIAVE, i
- 2) definisanjem dva scenarija, odnosno definisanjem dve izvedbe primenjenih MCDM modela: Integrisani i Probabilistički.

Tokom multi-kriterijumske prioritizacije ispitivanih deponija sprovedena je analiza primene dva različita MCDM modela (SAW-FUCOM i EVIAVE), pri čemu su analizirani rezultati svakog koraka, odnosno nivoa njihove primene, kako bi se identifikovali faktori koji u najvećoj meri prave razliku između rezultata dva modela. Nakon dobijanja konačnih ocena (formiranja liste prioriteta) ispitivanih deponija poređene su ocene i zaključci primene SAW-FUCOM i EVIAVE modela, zasnovanih na istim pod-kriterijumima. Konačno, izvršena je procena uticaja korišćenja dva različita MCDM modela na ishod procesa multi-kriterijumskog odlučivanja.

Definisanjem dve izvedbe SAW-FUCOM i EVIAVE modela, integrisane i probabilističke, praktično su postavljena dva scenarija korišćenja ova dva MCDM modela:

- **Integrisani scenario:** Ovaj scenario podrazumeva upotrebu kriterijuma koji opisuju kvalitet podzemne vode i zemljišta, a koji se određuju na osnovu monitoringom dobijenih rezultata. Za ovaj scenario, u SAW-FUCOM modelu korišćeni su kriterijumi „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“, kao pod-kriterijumi grupe „Kriterijum životne sredine“. Shodno tome, određeni su težinski faktori pod-kriterijuma učešćem donosioca odluka. Integrisani scenario EVIAVE modela podrazumeva upotrebu kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“ kao kriterijume životne sredine, za određivanje deskriptora životne sredine.
- **Probabilistički scenario:** U ovom scenariju izuzeta je upotreba monitoringom dobijenih rezultata, odnosno kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“. Za SAW-FUCOM model, ovaj scenario podrazumeva izuzimanje ovih kriterijuma i ponovno određivanje težinskih faktora svih pod-kriterijuma učešćem donosioca odluke. Probabilistički scenario EVIAVE metodologije podrazumeva upotrebu pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije „Osetljivost podzemne vode“

umesto pod-kriterijuma životne sredine „Kvalitet podzemne vode“, i upotrebu pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije „Tip zemljišta“ umesto pod-kriterijuma životne sredine „Kvalitet zemljišta“.

Analiza scenarija služi za identifikaciju kako različiti scenariji utiču na konačan rezultat, što što je omogućilo sagledavanje posledica promene kriterijuma. Dodatan razlog primene analize scenarija kao analize osetljivosti jeste da se analizira razlika konačnih ocena primenjenih MCDM modela kada se koriste, odnosno ne koriste monitoringom dobijeni podaci. Rezultati analize scenarija poslužili su za određivanje neophodne kompleksnosti MCDM modela, kao i potrebe za resursima za formiranje reprezentativne liste prioriteta deponija komunalnog otpada za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu.

4. REZULTATI I DISKUSIJA

U ovom poglavlju predstavljeni su rezultati glavnih faza multi-kriterijumske prioritizacije deponija komunalnog otpada za zatvaranje i/ili sanaciju na osnovu procene uticaja na životnu sredinu korišćenjem dva različita MCDM modela: SAW-FUCOM i EVIAVE. Glavne faze primene ovih modela obuhvataju: određivanje vrednosti pod-kriterijuma deponija, određivanje težinskih faktora, određivanje vrednosti kriterijuma (i indeksa EVIAVE modela) i formiranje liste prioriteta na osnovu multi-kriterijumskih metoda odlučivanja. U poslednjem delu ovog poglavlja prikazana je analiza osetljivosti primenjenih MCDM modela, kao i njihovih izvedbi.

4.1. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma ispitivanih deponija

Određivanje osnovnih vrednosti pod-kriterijuma za odabrane alternative, odnosno ispitivane deponije, izvršeno je na osnovu izvora podataka i klasifikacija prikazanih u tabeli 22 (poglavljje 3.4.1.). Opis odabranih deponija (G, M, Z, SM i S), za koje su primenjeni MCDM modeli, dat je u poglavlju 3.2. Izmerene vrednosti pod-kriterijuma su date u tabeli 34 (osim za pod-kriterijume „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“), pri čemu su iste korišćene za određivanje osnovne vrednosti u skladu sa odgovarajućom klasifikacijom (tabela 22).

Tabela 34. Izmerene vrednosti pod-kriterijuma ispitivanih deponija

Pod-kriterijum	G	M	Z	SM	S
Veličina deponije	8 050 m ³	8 150 m ³	10 164 m ³	219 240 m ³	1 216 320 m ³
Starost deponije	38 god	39 god	30 god	46 god	40 god
Vrsta otpada (koji se deponuje)	Inertan, neopasan i opasan otpad (<5%)	Inertan, neopasan i opasan otpad (<5%)	Inertan, neopasan i opasan otpad (>5%)	Inertan, neopasan i opasan otpad (>5%)	Inertan, neopasan i opasan otpad (>5%)
Udaljenost deponije od naseljenog mesta	250 m (ruralna zona)	200 m (ruralna zona)	1 600 m (ruralna zona)	2 800 m (urbana zona)	150 m (urbana i industrijska zona)
Udaljenost deponije od površinske vode	230 m	750 m	150 m	10 m	20 m
Udaljenost deponije od infrastrukture	Tip 1: Ispoštovano Tip 2: Letnji put <500 m	Tip 1: Ispoštovano Tip 2: Letnji put <500 m Uređen put <1000 m	Tip 1: Ispoštovano Tip 2: Uređen put <1000 m Letnji put <500 m	Tip 1: Ispoštovano Tip 2: Uređen put <1000 m Letnji put <500 m	Tip 1: Ispoštovano Tip 2: Uređen put <1000 m Letnji put <500 m Pruga <500 m
Rizik od klizišta	Mali rizik	Mali rizik	Mali rizik	Mali rizik	Vrlo mali rizik
Količina padavina	626 mm	626 mm	621 mm	579 mm	610 mm

Nastavak tabele 34

Pod-kriterijum	G	M	Z	SM	S
Kontrola procedne vode	Procedna voda se ne kontroliše, sakuplja i tretira	Procedna voda se ne kontroliše, sakuplja i tretira	Procedna voda se ne kontroliše, sakuplja i tretira	Procedna voda se ne kontroliše, sakuplja i tretira	Procedna voda se ne kontroliše, sakuplja i tretira
Kontrola deponijskog gasa	Ne postoji nikakva kontrola deponijskih gasova	Ne postoji nikakva kontrola deponijskih gasova	Ne postoji nikakva kontrola deponijskih gasova	Ne postoji nikakva kontrola deponijskih gasova	Deponijski gas se sakuplja na manje od 50% zapremine otpada na deponiji. Gas se ne tretira, koristi ili spaljuje. Monitoring emisije gasova se ne vrši na odgovarajući način
Rizik od poplava	Mali rizik	Mali rizik	Vrlo mali rizik	Vrlo mali rizik	Vrlo mali rizik
Intenzitet vetrova	3,5 - 4,0 m/s 12,5 - 14,5 km/h	3,5 - 4,0 m/s 12,5 - 14,5 km/h	3,5 - 4,0 m/s 12,5 - 14,5 km/h	3,5 - 4,0 m/s 12,5 - 14,5 km/h	<3,5 m/s <12,5 km/h
Seizmički rizik	0,10 g	0,10 g	0,10 g	0,10 g	0,05 g
Osetljivost podzemnih voda	IV: 30-40	IV: 30-40	IV: 40-55	IV: 40-55	IV: 55-70
Potencijal za generisanje deponijskog gasa	26 050 m ³ /god	34 100 m ³ /god	797 300 m ³ /god	3 918 000 m ³ /god	9 191 100 m ³ /god
Tip zemljišta	Livadska crnica	Livadska crnica	Močvarno (barsko) zemljište	Gajnjača i peskovito zemljište	Peskovito i skeletoidno zemljište
Udaljenost od zaštićenih zona	2,0 km	15 km	1,5 km	1,7 km	1,3 km
Upotreba podzemne vode	Upotreba u druge svrhe	Upotreba u druge svrhe	Upotreba u druge svrhe	Upotreba u druge svrhe	Upotreba u poljoprivredi
Upotreba površinske vode	Nema ljudsku upotrebu	Nema ljudsku upotrebu	Nema ljudsku upotrebu	Nema ljudsku upotrebu	Nema ljudsku upotrebu
Tip površinskog vodnog tela	Veštački kanal	Veštački kanal	Veštačka akumulacija	Veštačka akumulacija	Veštačka akumulacija
Upotreba zemljišta	Stambeni objekti	Stambeni objekti	Stambeni objekti	Poljoprivredne površine	Stambeni objekti

Posmatrajući izmerene vrednosti pod-kriterijuma prikazanih u tabeli 34 može se zaključiti da je najveća opažena razlika izmerenih vrednosti za pod-kriterijume „Veličina deponije“ (8 050 - 1 216 320 m³) i „Potencijal za generisanje deponijskog gasa“ (20 050 - 9 919 100 m³/god). Izmerene vrednosti pod-kriterijuma „Veličina deponije“ odnose se na ukupnu trenutnu zapreminu otpada na deponiji određenu poznavanjem površine deponije i visine otpada na različitim delovima deponije. Najveća vrednost (1 216 320 m³) dobijena je za deponiju S, koja predstavlja regionalnu deponiju na kojoj je otpad redovno odlagan četiri decenije u odnosu na period ispitivanja (2015-2019). Posledično, za ovu deponiju je dobijena i najveća izmerena vrednost pod-kriterijuma „Potencijal za generisanje deponijskog gasa“ (9 919 100 m³/god), određena primenom USEPA LandGEM 3.20 modela. Važno je napomenuti da količina otpada na deponiji nije jedini parametar korišćen za određivanje količine deponijskog gasa koji se generiše, već su za proračun korišćeni podaci poput starost deponije i stepen deponovanja otpada. Lingvističke izmerene vrednosti pod-kriterijuma (npr. „Rizik od poplava“) ispitivanih deponija ne mogu se jednostavno međusobno porediti.

U sledećem koraku, izvršeno je konvertovanje numeričkih vrednosti različitih metričkih sistema i skala, i lingvističkih vrednosti, u numeričke vrednosti iste skale, odnosno od 1 do 5, prema klasifikaciji prikazanoj u tabeli 22 (poglavlje 3.4.1.). Rezultati klasifikacije izmerenih vrednosti pod-kriterijuma, odnosno osnovne vrednosti pod-kriterijuma, prikazane su u tabeli 35.

Tabela 35. Osnovne vrednosti pod-kriterijuma ispitivanih deponija

Pod-kriterijum	G	M	Z	SM	S	Standardna devijacija
Veličina deponije	2	2	3	5	5	1,52
Starost deponije	5	5	5	5	5	0,00
Vrsta otpada (koji se deponuje)	4	4	5	5	5	0,55
Udaljenost deponije od naseljenog mesta	4	4	4	3	5	0,71
Udaljenost deponije od površinske vode	3	2	4	5	5	1,30
Udaljenost deponije od infrastrukture	2	2	2	2	2	0,00
Rizik od klizišta	2	2	2	2	1	0,45
Količina padavina	4	4	4	3	4	0,45
Kontrola procedne vode	5	5	5	5	5	0,00
Kontrola deponijskog gasa	5	5	5	5	4	0,45
Rizik od poplava	4	4	5	5	5	0,55
Intenzitet vetrova	2	2	2	2	1	0,45
Seizmički rizik	3	3	3	3	2	0,45
Osetljivost podzemnih voda	1	1	2	2	3	0,84
Potencijal za generisanje deponijskog gasa	2	2	3	4	4	1,00
Tip zemljišta	4	4	3	4	1	1,30
Udaljenost od zaštićenih zona	4	1	4	4	4	1,34
Upotreba podzemne vode	2	2	2	2	4	0,89
Upotreba površinske vode	1	1	1	1	1	0,00
Tip površinskog vodnog tela	1	1	1	1	1	0,00
Upotreba zemljišta	5	5	5	2	5	1,52
UKUPNO	65	61	70	70	72	-

U poslednjoj koloni tabele 35 date su vrednosti standardne devijacije (SD) računate za set osnovnih vrednosti svakog pod-kriterijuma ispitivanih deponija. SD vrednosti ukazuju na korisnost primene pod-kriterijuma u merenju performansi ispitivanih alternativa, odnosno deponija. Što je SD vrednost veća, to je korist primene datog pod-kriterijuma za određivanje performansi ispitivanih deponija veća, i obrnuto. Najveće varijacije osnovnih vrednosti pod-kriterijuma ispitivanih deponija dobijene su za „Veličina deponije“, „Udaljenost od zaštićenih zona“ i „Upotreba zemljišta“, pri čemu su dobijene vrednosti standardne devijacije u opsegu od 1,34 do 1,52. Sa druge strane, osnovne vrednosti pod-kriterijuma „Starost deponije“, „Udaljenost od infrastrukture“, „Kontrola procedne vode“, „Upotreba površinske vode“ i „Tip površinskog vodnog tela“ ne pokazuju varijacije. Prema ovome, može se zaključiti da ovi pod-kriterijumi nemaju korist tokom ocenjivanja ispitivanih deponija prema uticaju na životnu sredinu, ili čak smetaju procesu donošenja odluke, jer umanjuju korist drugih pod-kriterijuma (smanjuju njihov uticaj na konačnu vrednost). Prethodno bi važno u slučaju da se MCDM model primenjuje samo i isključivo za datih 5 alternativa, što nije slučaj. Na primer, pod-kriterijum „Kontrola procedne vode“ praktično nije primenjiv na 5 ispitivanih deponija, s obzirom da ni jedna od deponija nema uspostavljen sistem kontrole i/ili tretmana deponijske procedne vode. Međutim, kontekst primene MCDM modela je takav da se može primeniti na sve nesantitarne deponije u AP Vojvodini, od kojih neke (na primer deponija u Novom Sadu (*Krčmar i sar., 2019*)) predstavljaju kontrolisane deponije sa delimično uspostavljenim sistemom kontrole procedne vode.

Zbir osnovnih vrednosti pod-kriterijuma ispitivanih alternativa (tabela 35) kreće se od 61 (deponija M) do 72 (deponija S), inicijalno ukazujući da deponija S ima najveći uticaj na životnu sredinu, dok deponija M ima najmanji. Najveći doprinos zbiru vrednosti pod-kriterijuma deponije S, u odnosu na druge ispitivane deponije, imaju pod-kriterijumi „Veličina deponije“, „Udaljenost deponije od naseljenog mesta“ i „Upotreba podzemne vode“. S obzirom da deponija S predstavlja regionalnu deponiju koja praktično nije odvojena od naseljenog dela grada, voćnjaka i poljoprivrednih površina (*Krčmar i sar., 2018*), jasno je da postoji veliki potencijal ispoljavanja negativnog uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Deponije M i G su po svojim karakteristikama vrlo slične deponije. Veći zbir osnovnih vrednosti pod-kriterijuma deponije M rezultat je boljeg pozicioniranja ove deponije u odnosu na zaštićene zone i površinska vodna tela.

Kako je opisano u poglavljima 2.3. i 2.3.2.2. nemaju svi kriterijumi, odnosno pod-kriterijumi, jednak značaj prilikom procesa donošenja odluka, zbog čega nije pouzdano određivati uticaj deponije na životnu sredinu samo posmatrajući određene vrednosti odabranih pod-kriterijuma. U tom smislu, kao sledeći korak MCDM modela, određuju se težinski faktori odabranih pod-kriterijuma.

Za određivanje izmerene i osnovne vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“ korišćen je NPI, kao što je opisano u poglavljima 3.4.1.1. i 3.4.1.2. Za računanje NPI potrebno je poznavanje kvaliteta podzemne vode, odnosno zemljišta, na datoj lokaciji, i definisanje seta standardnih vrednosti za odabrane kriterijume kvaliteta. Zbog toga je prvo neophodno sagledati podatke dobijene monitoringom kvaliteta podzemne vode i zemljišta, kako bi se odredili relevantni parametri (indikatori) kojima se može na reprezentativan način opisati uticaj deponija komunalnog otpada na životnu sredinu.

4.1.1. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ ispitivanih deponija

U cilju korišćenja monitoring podataka kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije, za računanje NPI vrednosti neophodno je definisati koji su to relevantni parametri kojima se može opisati ovaj uticaj. U tom smislu potrebno je prvo sagledati monitoringom dobijene rezultate i definisati značajne parametre, vodeći računa da su: 1) vrednosti parametara kvantifikovane u uzorcima podzemne vode; 2) dostupne standardne vrednosti datih parametara.

Kvalitet podzemne vode ispitivanih deponija određen je prema dinamici monitoringa prikazanoj u tabeli 23 (poglavlje 3.4.1.1.). Rezultati kvaliteta podzemne vode sa teritorija ispitivanih deponija prikazani su u tabeli 36. Rezultati su prikazani kao srednje vrednosti parametara (sa standardnim devijacijama) čija koncentracija jeste detektovana, odnosno kvantifikovana. U poslednjim kolanama tabele 36 navedene su relevantne standardne/referentne vrednosti analiziranih parametara kvaliteta podzemne vode. Opsežni prikaz monitoring podataka kvaliteta podzemne vode pod uticajem ispitivanih deponija komunalnog otpada dat je u Prilogu (tabele P-4, P-5, P-6 i P-7), pri čemu su prikazane sve dobijene vrednosti kvantifikovanih parametara kvaliteta podzemne vode na svim mestima uzorkovanja ispitivanih deponija komunalnog otpada.

Jedinjenja iz grupe VOC, pesticida, prioriternih pesticida i alkil fenola nisu detektovani ili su detektovani samo u pojedinim uzorcima podzemne vode, i to u neznatnim koncentracijama. Zbog toga ova jedinjenja ne predstavljaju dobre indikatore uticaja deponija komunalnog otpada, i njihova upotreba za određivanje vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ se neće dalje razmatrati.

Nivo podzemne vode (hidraulički pritisak) kretao se u opsegu od 1,02 do 7,10 m od referentne tačke merenja, sa najvišim nivoom podzemne vode kod deponije S (1,02-3,28 m), a najnižim kod deponije SM (4,34-7,10 m). Visok hidraulički pritisak podzemne vode na teritoriji deponije S koja se nalazi na peskovitom zemljištu okarakterisanom visokom hidrauličkom propustljivošću, ukazuje na visok potencijal migracije zagađenja sa deponije u podzemnu vodu (Huang i Hartemink, 2020), što se odražava na njen kvalitet prikazan u tabeli 36.

Visoke standardne vrednosti ispitivanih parametara kvaliteta podzemne vode (tabela 36) u najvećoj meri su rezultat sezonskih promena. Pod uslovima intenzivnih padavina promoviše se produkcija procedne vode i posledično izluživanje polutanata iz otpada, što predstavlja pokretačku silu migracije zagađenja sa deponije u procednu vodu. Sa druge strane, rezultati autora Han i sar. (2016) i Zeng i sar. (2021) ukazuju na suprotno, ističući značaj efekta koncentrisanja tokom sušnih perioda. Korišćenjem Kruskal-Wallis testa, autori Abiriga i sar. (2020) zaključili su da postoje značajne sezonske promene kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije. Sezonske promene su jasnije uočljive za neke parametre kvaliteta podzemne vode. Povećanje sadržaja organske materije u podzemnoj vodi može biti dobar indikator negativnog uticaja deponije (Koda i sar., 2017), što se može potvrditi visokim standardnim devijacijama vrednosti parametara pokazatelja sadržaja organske materije, prikazanih u tabeli 36. Slično se može zaključiti i za parametre pokazatelje sadržaja jedinjenja azota. Prethodno navedeno potvrđuje potrebu za ispitivanjem kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije uzimanjem najmanje dva uzorka: u periodu visokog, i u periodu niskog vodostaja.

Tabela 36. Kvalitet podzemne vode ispitivanih deponija komunalnog otpada sa relevantnim standardnim vrednostima

Parametar	Jedinica mere	G	M	Z	SM	S	Uredba ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010, 30/2018)	Pravilnik ("Sl. glasnik RS", br. 42/98 i 44/99 i "Sl. glasnik RS", br. 28/2019)	EU Direktiva (2020/2184)	WHO, dopunjeno 4. izdanje (2022)
pH	-	7,57±3,1	7,74±0,21	7,52±0,13	7,68±0,75	7,68±0,36	-	6,8-8,5	6,5-9,5	-
EC	µS/cm	776±73	1339±219	1831±890	1418±357	767±530	-	1000	2500	-
TSS	mg/l	<12	<12	267±115	143±80	67±52	-	-	-	-
TDS	mg/l	846±51	907±80	901±80	981±552	710±341	-	500	-	-
HPK	mg/l	37±3	<32	163±98	57±42	42±28	-	-	-	-
BPK ₅	mg/l	13±4	<8	29±25	19±18	12±7	-	-	-	-
TOC	mg/l	8,43±6,28	4,71±0,60	10,47±8,64	16,55±13,77	7,46±7,10	-	-	-	-
TN	mg/l	1,78±0,31	2,63±0,90	30,50±17,28	4,83±4,32	3,08±2,26	-	-	-	-
NH ₃ -N	mg/l	0,52±0,12	0,89±0,31	14,56±12,28	3,75±3,57	1,65±1,62	-	1,0	0,5	-
NO ₃ ⁻	mg/l	0,27±0,10	1,18±0,80	0,25±0,11	0,07±0,03	0,29±0,22	50⁽¹⁾	50	50	50
NO ₂ ⁻	mg/l	0,006±0,001	0,006±0,001	0,179±0,096	0,010±0,006	0,023±0,020	-	0,03	0,5	0,5
TP	mg/l	1,51±0,83	0,41±0,09	1,84±1,54	0,18±0,15	0,52±0,39	-	-	-	-
OP	mg/l	0,13±0,03	0,34±0,16	1,07±0,80	0,05±0,03	0,31±0,27	-	0,15	-	-
Cl ⁻	mg/l	60,6±12,2	109,6±9,1	136,8±83,2	148,9±136,9	133,9±83,5	-	200	250	-
SO ₄ ²⁻	mg/l	51,5±15,8	48,9±12,6	158,9±46,7	97,4±54,1	31,8±25,8	-	250	250	250
S ²⁻	mg/l	5,5±1,2	5,1±0,7	7,5±2,9	<2	<2	-	-	-	-
Fe	mg/l	2,30±0,27	6,86±0,52	3,10±2,29	11,31±7,96	3,43±2,97	-	0,3	0,2	0,2
Mn	mg/l	0,181±0,043	0,138±0,020	0,681±0,448	1,274±1,182	0,120±0,099	-	0,05	0,05	0,05
Zn	mg/l	0,247±0,085	0,193±0,121	0,152±0,111	0,101±0,065	0,406±0,245	0,8	3	-	-
Cd	µg/l	0,550±0,222	<0,15	0,815±0,181	<0,15	<0,15	6	0,3	5	5
Ni	µg/l	5,18±1,58	4,47±1,83	30,56±10,50	15,83±10,15	24,29±13,67	75	20	20	20
Cr	µg/l	29,95±13,74	41,9±11,0	13,76±10,57	7,80±5,59	5,88±4,68	30	50	50	25
Cu	µg/l	0,29±0,17	0,28±0,16	35,35±11,61	10,42±8,07	31,98±20,09	75	2000	2000	2000
Pb	µg/l	8,77±1,44	20,65±5,06	14,85±9,47	37,53±15,43	54,68±39,44	75	10	10	10
As	µg/l	13,73±0,83	67,74±1,43	17,60±13,64	3,48±1,92	49,91±22,93	60	10	10	10
ΣPAH ₁₆	ng/l	157,1±6,0	160,7±3,8	428,3±234,3	161,4±13,3	197,3±50,6	82000	200	100	100

Napomena: EC - Elektroprovodljivost; TSS - Ukupne suspendovane materije; TDS - Ukupne rastvorene materije; HPK - Hemijska potrošnja kiseonika; BPK - Biohemijska potrošnja kiseonika; TOC - Ukupan organski ugljenik; TN - Ukupan azot; TP - Ukupan fosfor; OP - Ortofosfati; ΣPAH₁₆ - Zbir 16 EPA policikličnih aromatičnih ugljovodonika

⁽¹⁾ Uredba o граниčnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sediment i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 50/2012)

Na osnovu srednjih vrednosti odabranih parametara kvaliteta podzemne vode prikazanih u tabeli 36 zaključuje se da parametri TDS (710-981 mg/l), NH₃-N (0,52-14,56 mg/l), Fe (2,30-11,31 mg/l), Mn (0,12-1,27 mg/l) i $\sum\text{PAH}_{16}$ (157,1-428,3 ng/l) imaju više vrednosti od standardnih. Rastvorene materije se prirodno nalaze u podzemnim vodama i rezultat su različitih procesa koji se u ovoj sredini odigravaju. Dobijene srednje vrednosti TDS ispitivanih uzoraka podzemne vode ne mogu izričito ukazati na uticaj deponija komunalnog otpada (Raman i Narayanan, 2008; WHO, 2022). Deponijska procedna voda po pravilu ima povišeni sadržaj amonijaka (Han i sar., 2016; Tenodi i sar., 2022). Zbog visoke mobilnosti i malog stepena biološke transformacije procesima redukcije, visoke koncentracije amonijaka često su prisutne u podzemnoj vodi pod uticajem deponije (Mor i sar., 2006; Mao i sar., 2018), što čini sadržaj amonijaka u podzemnoj vodi dobrim indikatorom negativnog uticaja deponije na njen kvalitet. Relativno visoke koncentracije Fe (oko 1 mg/l) u podzemnoj vodi AP Vojvodine su očekivane (Papić i sar., 2012; Orescanin i sar., 2013; Krčmar i sar., 2019; Tenodi i sar., 2020a). Međutim, kao što je prikazano u tabeli 3 (poglavlje 2.2.), prema prosečnom sastavu deponijska procedna voda ima veoma visok sadržaj Fe, što nekontrolisanim kretanjem procedne vode rezultuje povećanjem koncentracije Fe u podzemnoj vodi. Kako ispitivane deponije nemaju uspostavljen sistem kontrole procedne vode, povišena koncentracija Fe (2,30-11,31 mg/l) u podzemnoj vodi predstavlja dobar pokazatelj negativnog uticaja deponija.

PAH su lipofilni perzistentni polutanti koji predstavljaju dobre indikatore zagađenja podzemne vode posredstvom deponijske procedne vode. Detektovane koncentracije PAH u uzorcima podzemne vode na teritoriji ispitivanih deponija (157,1-428,3 ng/l) rezultat su nekontrolisanog kretanja procedne vode za koju je karakterističan povišeni sadržaj ovih jedinjenja (Jones-Lee i Lee, 1993), zbog čega se često i koriste kao dobri indikatori uticaja deponijske procedne vode na podzemnu vodu (Talalaj, 2014). Kako je ranije navedeno, sadržaj amonijaka u podzemnoj vodi predstavlja odličan indikator negativnog uticaja deponija komunalnog otpada, a Pearsonov koeficijent korelacije pokazuje da je to slučaj i za $\sum\text{PAH}_{16}$ ($p = 0,7832$, $p < 0,01$) (Prilog, tabela P-11). Slično kao PAH, TOC predstavlja dobar indikator negativnog uticaja deponije na podzemne vode (Talalaj i Biedka, 2016). Relativno visoke srednje vrednosti koncentracija TOC (4,71-16,55 mg/l) detektovane su u uzorcima podzemne vode. S obzirom da ne postoje jasno definisane standardne ili druge referentne vrednosti, ovaj parametar se ne može koristiti za računanje NPI.

Kao rezultat prirodno izazvanih procesa u vezi sa mineralnim sastavom izdani, hloridi su uobičajeni konstituenti podzemne vode, ali su takođe dobri indikatori negativnog uticaja deponije ukoliko ne postoji uticaj drugih izvora zagađenja (Yamakanamardi i sar., 2011, Przydatek, 2019). Srednje vrednosti hlorida u uzorcima podzemne vode (60,6-148,9 mg/l) ukazuju na ograničen uticaj ispitivanih deponija, uzimajući u obzir da ni jedna vrednost ne premašuje dostupne standardne vrednosti (200 mg/l i 250 mg/l).

Relativno visoke srednje vrednosti ukupnog azota u ispitivanim uzorcima podzemne vode (1,78-30,50 mg/l) su očekivane. Kako je opisano u poglavlju 2.2., tokom starenja otpada, odnosno kada se uspostavi metanogena faza, metanogene bakterije redukuju niže masne kiseline u amonijak. pH vrednosti ispitivanih podzemnih voda ukazuju na baznu sredinu što je, pored starosti samih deponija, dobar pokazatelj da na deponiji vladaju procesi metanogene faze. U gornjim (nezasićenim) slojevima otpada dostupan je kiseonik, što rezultuje oksidacijom amonijaka u nitate. Visoke koncentracije nitrita u procednoj vodi nastaju u nižim zonama otpada ukazujući na autotrofnu redukciju nitrata. Sadržaj različitih oblika azotnih jedinjenja u

podzemnoj vodi pod uticajem procedne vode zavisi od sadržaja rastvorenog kiseonika i drugih oksidacionih agenasa, pri čemu se obično istovremeno odigravaju procesi nitrifikacije i denitrifikacije (Aharoni i sar., 2022). Kako dominantnost ovih procesa zavisi od uslova sredine, tako i sadržaj različitih oblika azotnih jedinjenja u podzemnoj vodi ispitivanih deponija varira. Podzemna voda deponije M ima relativno mali sadržaj amonijaka (0,89 mg/l) i nitrita (0,006 mg/l) i visok sadržaj nitrata (1,18 mg/l), što ukazuje na oksične uslove. Sa druge strane, podzemna voda deponije Z ima povišeni sadržaj amonijaka (14,56 mg/l) i nitrita (0,179 mg/l), a nizak sadržaj nitrata (0,25 mg/l) što je karakteristično za suboksične uslove. Autori Aharoni i sar. (2022) su zaključili da kompleksnost specijacije azotnih jedinjenja u odnosu na različitost uslova koji se javljaju u zasićenoj i nezasićenoj zoni deponije i izdani čini značaj ovih parametara približno jednakim. Dodatno, Pearsonov koeficijent korelacije ukazuje na značajnu pozitivnu korelaciju $\text{NH}_3\text{-N}$ i NO_2^- ($r = 0,7228$, $p < 0,01$) (Prilog, tabela P-11). Na osnovu prethodno navedenog, parametri $\text{NH}_3\text{-N}$, NO_3^- i NO_2^- predstavljaju važne indikatore uticaja deponije na podzemnu vodu, i koristiće se za određivanje NPI. Slično se može zaključiti i za OP, čije detektovane srednje vrednosti u podzemnoj vodi deponija M (0,34 mg/l), Z (1,07 mg/l) i S (0,31 mg/l) premašuju Pravilnikom ("Sl. list SRJ", br. 42/98 i 44/99 i "Sl. glasnik RS", br. 28/2019) definisanu maksimalno dozvoljenu koncentraciju (0,15 mg/l), pri čemu povišene koncentracije OP mogu biti rezultat i njihovog oslobađanja iz odbačenih sredstava za čišćenje (Akinbile, 2012). Prema Pearsonovim koeficijentima korelacije određena je značajna korelacija OP sa NO_2^- ($r = 0,7228$, $p < 0,01$) i $\text{NH}_3\text{-N}$ ($r = 0,6016$, $p < 0,01$) (Prilog, tabela P-11), što ukazuje na približno jednak značaj ovog parametra kao indikatora uticaja deponije na kvalitet podzemne vode.

Velika količina teških metala koja dospe na deponiju ostaje u otpadu, a samo mala količina se oslobađa i migrira preko procedne vode (Øygard i sar., 2004; Oman i Junestedt, 2008). Kretanjem procedne vode kroz zemljište dodatno se smanjuje količina metala koji dospevaju u podzemnu vodu procesima sorpcije i biotransformacije, kao što je opisano u poglavlju 2.2. Taloženje metala u obliku sulfida generalno je zaslužno za imobilizaciju približno 5% metala u zemljištu (Martensson i sar., 1999), ali s obzirom da su detektovane vrlo niske koncentracije sulfida, i to samo u podzemnoj vodi deponija G (5,5 mg/l), M (5,1 mg/l) i Z (7,5 mg/l), a da podzemne vode ispitivanih deponija imaju povišenu koncentraciju Fe (2,30-11,31 mg/l) koji ima najveću tendenciju ka taloženju u obliku sulfida (Øygard i sar., 2004), jasno je da taloženje metala u obliku sulfida ne predstavlja proces značajnog stepena imobilizacije teških metala. Iako samo mali deo metala biva oslobođen sa deponije, ova količina i dalje predstavlja značajan negativan uticaj na kvalitet podzemne vode (Oman i Junestedt, 2008), što je evidentno i na osnovu rezultata ispitivanja kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponija (tabela 36), osim u slučaju Hg, koja nije detektovana ni u jednom uzorku podzemne vode, i Cd koji je detektovan samo u uzorcima podzemne vode sa deponije G (0,552 $\mu\text{g/l}$) i Z (0,815 $\mu\text{g/l}$). Relativno povišene koncentracije teških metala Ni (4,47-30,56 $\mu\text{g/l}$), Cr (5,88-41,87 $\mu\text{g/l}$), Cu (0,28-35,35 $\mu\text{g/l}$) i Pb (8,77-54,68 $\mu\text{g/l}$) ukazuju na negativan uticaj ispitivanih deponija na podzemnu vodu, zbog čega će se koristiti kao model parametri za računanje NPI. Uzimajući u obzir povišene srednje vrednosti koncentracija Cd u uzorcima podzemne vode sa deponije G (0,552 $\mu\text{g/l}$) i Z (0,815 $\mu\text{g/l}$) koje premašuju Pravilnikom ("Sl. list SRJ", br. 42/98 i 44/99 i "Sl. glasnik RS", br. 28/2019) definisanu maksimalno dozvoljenu koncentraciju (0,3 $\mu\text{g/l}$), sadržaj Cd koristiće se kao model parametar za određivanje vrednosti NPI. Povišeni sadržaj As karakterističan je za podzemne vode Panonske nizije (Nikić i sar., 2023), zbog čega sadržaj As

ne predstavlja dobar indikator uticaja deponije, iako su detektovane relativno visoke koncentracije u ispitivanim uzorcima (tabela 36).

Na osnovu pregleda i tumačenja rezultata monitoringa kvaliteta podzemne vode na teritoriji ispitivanih deponija, kao i određenih Pearsonovih koeficijenata korelacije, izdvojeni su sledeći relevantni model parametri za računanje NPI vrednosti podzemnih voda: $\text{NH}_3\text{-N}$, NO_3^- , NO_2^- , OP , Cl^- , Fe , Mn , Zn , Cd , Ni , Cr , Cu , Pb , As i $\sum\text{PAH}_{16}$.

Računanje NPI vrednosti ispitivanih deponija izvršeno je korišćenjem jednačine unapređenog oblika ovog indeksa po koracima opisanim u poglavlju 3.4.1.1. Potrebno je istaći prednost unapređenog oblika NPI kojim se podrazumeva upotreba više setova monitoring podataka tako da je moguće obuhvatiti period visokog i period niskog vodostaja, što omogućava iskazivanje kompleksnih monitoring podataka u vidu jedinstvene kvantitativne vrednosti: NPI. NPI vrednosti ispitivanih deponija i pripadajuće vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ određene odgovarajućom klasifikacijom (tabela 22), prikazane su u tabeli 37.

Tabela 37. Dobijene NPI vrednosti i vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ ispitivanih deponija komunalnog otpada

Deponija	NPI _{podzemna voda}	Vrednost pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“
G	1,30	3
M	1,79	3
Z	2,15	4
SM	2,07	4
S	2,38	4

Izračunate NPI vrednosti podzemne vode ispitivanih deponija kreću se u opsegu od 1,30 (umereno zagađenje) do 2,38 (srednji nivo zagađenja). Prema NPI vrednostima odabranih individualnih parametara (NPI_i), najintenzivniji negativan uticaj ispitivane deponije iskazuju preko parametara sadržaj amonijaka ($\text{NPI}_{\text{NH}_3\text{-N}}=1,43\text{-}7,55$), Fe ($\text{NPI}_{\text{Fe}}=4,74\text{-}9,80$) i Pb ($\text{NPI}_{\text{Pb}}=1,51\text{-}3,51$). Sa druge strane, posmatranjem NPI_i vrednosti najmanji uticaj na podzemnu vodu ispitivane deponije iskazuju preko parametara nitrati (0,04-0,18), Zn (0,50-1,02) i Cu (0,07-0,99). Prema NPI vrednostima, deponije G i M imaju vrednost pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ 2, što prema klasifikaciji NPI (tabela 23) predstavlja umereno zagađenje podzemne vode pod uticajem deponije. Deponije Z, SM i S, prema NPI imaju vrednost datog pod-kriterijuma 3, što klasifikuje podzemnu vodu kao srednje zagađenu. Važno je napomenuti da korišćenjem drugačijih standardnih vrednosti može rezultovati dobijanjem drugačijih NPI vrednosti i posledično drugačijih vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“.

4.1.2. Određivanje vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet zemljišta“ ispitivanih deponija

Proces određivanja NPI vrednosti zemljišta na teritoriji ispitivanih deponija izvršen je po istom principu kao i slučaju podzemne vode, sa razlikom što su korišćeni podaci monitoringa kvaliteta zemljišta i relevantne standardne vrednosti u vezi sa analiziranim parametrima. U tom smislu, prvo je potrebno odabrati parametre kvaliteta zemljišta koji predstavljaju dobre indikatore uticaja deponije, a koji će se koristiti kao model parametri za određivanje NPI.

Monitoringom dobijeni rezultati analize kvaliteta zemljišta pod uticajem odabranih deponija komunalnog otpada prikazani su u tabeli 38, kao srednje vrednosti ispitivanih parametara sa standardnom devijacijom za sva mesta uzorkovanja na datoj deponiji. Potpuni prikaz monitoring rezultata dat je u Prilogu (tabele P-8, P-9 i P-10). Relativno visoke vrednosti standardnih devijacija analiziranih metala (tabela 38) ukazuju na promene u stepenu odigravanja različitih procesa uslovljenih sezonskim promenama (npr. količina padavina, temperatura i dostupnost kiseonika), što samo potvrđuje potrebu za uzorkovanjem zemljišta tokom različitih režima padavina, kao i u slučaju podzemne vode.

Srednje vrednosti analiziranih parametara kvaliteta zemljišta ne prelaze Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010, 30/2018) propisane Remedijacione vrednosti, što važi i za Interventne vrednosti Holandske Uredbe o remedijaciji zemljišta (*Soil Remediation Circular, 2013*). Bez obzira na prethodno navedeno, povećane koncentracije metala u određenim uzorcima zemljišta ukazuju na evidentan uticaj deponije, pri čemu je zemljište kvaliteta slično onome određenom drugim studijama uticaja deponija komunalnog otpada na zemljište (*Barbieri i sar., 2014; Adelopo i sar., 2018; Rezapour i sar., 2018; Hölzle, 2019*).

Prema rezultatima dobijenim monitoringom kvaliteta zemljišta ispitivanih deponija zaključuje se da je zemljište na deponiji M najlošijeg kvaliteta, uzimajući u obzir da je sadržaj Ni (81,20 mg/kg), Zn (181,0 mg/kg), Cd (2,46 mg/kg), Cr (111,5 mg/kg), Cu (54,25 mg/kg), As (33,56 mg/kg) i Hg (0,40 mg/kg) veći od Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010, 30/2018) propisanih graničnih vrednosti (tabela 38). Veća srednja vrednost sadržaja Zn određena je i za zemljište deponije S (232,3 mg/kg), što je slučaj i za Cu (tabela 38). Zn u zemljištu može biti prirodnog porekla. Prema Facchinelli i sar. (2001) i Li i sar. (2014), čak i visok sadržaj Zn može biti geohemijskog porekla, na šta su ukazali analizom zemljišta koje nije pod (direktnim) uticajem izvora zagađenja. Sa druge strane, prema novijim studijama (*Adelopo i sar., 2018; Hölzle, 2019*) Zn predstavlja vrlo dobar indikator negativnog uticaja deponije na kvalitet zemljišta. Kako sadržaj Zn u deponijskoj procednoj vodi može varirati u opsegu od 0,3 mg/l do 1000 mg/l (*Kjeldsen i sar., 2002*) potrebno je uspostaviti kontinualni monitoring kvaliteta procedne vode da bi se potvrdio doprinos zagađenju zemljišta, za šta ne postoje uslovi na ispitivanim deponijama komunalnog otpada. Nesigurnosti u pogledu porekla Zn u zemljištu ipak čini ovaj parametar relevantnim za određivanje NPI vrednosti.

Uzorci zemljišta uzeti sa teritorije deponije Z okarakterisani su najboljim kvalitetom, pri čemu jedino srednja vrednost Cd (3,74 mg/kg) prelazi Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010, 30/2018) propisanu graničnu vrednost (0,8 mg/kg). Cd je takođe detektovan u povišenim koncentracijama i u uzorcima zemljišta uzetim sa teritorije deponija G (2,48 mg/kg), M (2,46 mg/kg) i SM (1,54 mg/kg). Važno je napomenuti da Cd predstavlja jedan od najtoksičnijih i najmobilnijih elemenata u životnoj sredini, i pri tome ne predstavlja esencijalni element (*Kubier i sar., 2019*). Autori Du i Li (2023) sproveli su studiju na teritoriji deponije komunalnog otpada u Kini i zaključili da povišene koncentracije Cd u zemljištu većim delom jesu rezultat migracije zagađenja sa deponije u zemljište, i da visoke koncentracije Cd u zemljištu, zajedno sa Hg, imaju najveći doprinos ekološkom riziku i riziku po zdravlje ljudi. Povišene koncentracije Hg detektovane su u zemljištu deponija M (0,40 mg/kg), SM (0,86 mg/kg) i S (2,62 mg/kg). Kao i Cd, Hg ima visok potencijal za ispoljavanje toksičnog efekta na biotu i zdravlje ljudi, čineći ga važnim elementom sveobuhvatne procene uticaja deponija na životnu sredinu.

Tabela 38. Kvalitet zemljišta ispitivanih deponija komunalnog otpada sa relevantnim standardnim vrednostima

Parametar	Jedinica mere	G	M	Z	SM	S	Uredba ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010, 30/2018)		Interventne vrednosti Holandske Uredbe o remedijaciji zemljišta (2013)	Kanadske smernice o kvalitetu zemljišta (CEQGs)
							Granična vrednost	Remedijaciona vrednost		
Sadržaj vlage	%	1,85	12,53	15,35	2,31±1,23	17,62±0,99	-	-	-	-
Sadržaj organske materije	%	1,20	3,80	7,75	2,03±1,01	6,43±1,74	-	-	-	-
Sadržaj gline	%	13,00	12,53	23,70	32,18±11,08	16,57±1,08	-	-	-	-
Ni	mg/kg	85,90	81,20	18,25	91,70±32,93	26,82±2,38	35	210	100	50
Zn	mg/kg	89,60	181,0	71,75	74,18±18,81	232,3±194,1	140	720	720	360
Cd	mg/kg	2,48	2,46	3,74	1,54±1,08	0,48±0,15	0,8	12	13	22
Cr	mg/kg	56,70	111,5	28,30	65,17±38,69	176,3±77,2	100	380	258	87
Cu	mg/kg	26,30	54,25	21,35	28,56±6,16	75,48±36,97	36	190	190	91
Pb	mg/kg	26,75	28,55	81,90	26,94±12,92	35,27±13,41	85	530	530	600
As	mg/kg	11,00	33,56	2,01	12,37±8,04	17,06±8,89	29	55	76	12
Hg	mg/kg	0,18	0,40	0,08	0,86±0,41	2,62±2,39	0,3	10	36	50
∑PAH ₁₀ ⁽¹⁾	µg/kg	217,3	254,7	71,0	115,3±67,6	156,6±87,8	1 000	40 000	40 000	-
∑PAH ₁₆	µg/kg	329,7	401,8	118,7	168,7±100,5	274,1±140,2	-	-	-	-
Mineralna ulja	mg/kg	69,68	36,66	345,5	15,33±11,60	86,96±20,22	50	5 000	5 000	-

Napomena: ⁽¹⁾Zbir 10 policikličnih aromatičnih ugljovodonika (antracen, benzo(a)piren, benzo(k)fluoranten, benzo(a)antracen, krizen, fenantren, fluoranten, indeno(1,2,3-cd)piren, naftalen i benzo(g,h,i)perilen)

Relativno visoke koncentracije Cr i As su detektovane u uzorcima zemljišta sa teritorije deponija M, SM i S (tabela 38), sa tim da su detektovane veće koncentracije Cr (osim u slučaju zemljišta sa deponije SM) i As od referentnih vrednosti definisanih Kanadskim smernicama o kvalitetu zemljišta (CEQGs). Visoke koncentracije Cr i As detektovane su u procednoj vodi sanitarne deponije koja se nalazi u regionu ispitivanih deponija (*Tenodi i sar., 2022*), a deponijska procedna voda se generalno karakteriše povišenim sadržajem Cr i As (tabela 3, poglavlje 2.2.), što čini ova dva parametra dobrim indikatorima zagađenja zemljišta pod uticajem deponije. Slično važi i za Ni, čiji sadržaj u uzorcima zemljišta sa teritorije deponija M (85,90 mg/kg), G (81,20 mg/kg) i SM (91,70 mg/kg) prevazilazi Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010, 30/2018) propisanu graničnu vrednost (35 mg/kg). Iako je Pb detektovano u svim uzorcima zemljišta, niti jedna srednja vrednost koncentracije Pb u uzorcima zemljišta ne premašuje standardne/referentne vrednosti prikazane u tabeli 38.

Pearsonovi koeficijenti korelacije ukazuju na značajnu korelaciju Cr i Zn ($r = 0,6215$, $p < 0,01$), Zn i Cr ($r = 0,6215$, $p < 0,01$), i Zn i Cu ($r = 0,9498$, $p < 0,01$) (Prilog, tabela P-12) što ukazuje na isto poreklo ovih metala u zemljištu, potvrđujući njihov značaj kao indikatore zagađenja zemljišta pod uticajem deponija komunalnog otpada.

Sva jedinjenja iz grupe 16 EPA prioritetnih policikličnih aromatičnih ugljovodonika (16 EPA PAHs) detektovani su u uzorcima zemljišta sa teritorija ispitivanih deponija. Za odabranih 10 jedinjenja iz grupe PAH (prikazanih u napomeni tabele 38) dostupne su standardne vrednosti, pri čemu sadržaj ovih jedinjenja nije veći ni u jednom od uzoraka zemljišta od dostupnih standardnih vrednosti. Razlike i odnos zbirnih srednjih vrednosti $\sum\text{PAH}_{16}$ u zemljištu i podzemnoj vodi ispitivanih deponija mogu biti rezultat odigravanja različitih procesa u ovoj sredini u odnosu na prirodu ovih jedinjenja. Generalno, PAH-ovi sa većom molekulskom masom imaju veću tendenciju da ostanu sorbovani u zemljištu u odnosu na one sa manjom molekulskom masom, i dodatno imaju veći kapacitet bioakumulacije (*Okechukwu i sar., 2021*). U pogledu značaja udela PAH sa manjom i višom molekulskom masom postoje konfliktni zaključci između autora studija procene uticaja deponija na kvalitet zemljišta i podzemne vode (*Adedosu i sar., 2015; Ekpete i sar., 2019; Mohammed i sar., 2020*) zbog čega je ovu grupu jedinjenja pouzdanije posmatrati kao jedan parametar, pri čemu će se $\sum\text{PAH}_{10}$ koristiti kao model parametar za računanje NPI.

Mineralna ulja (C_{12} - C_{16} ugljovodonici) su po pravilu prisutna u komunalnom otpadu i na deponiju dospevaju najčešće u obliku maziva, odnosno kao parafinska i naftenska ulja (*Hogland i sar., 2004*). Zemljište na teritoriji deponija G, Z i S okarakterisano je povišenim sadržajem mineralnih ulja čije su vrednosti veće od Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010, 30/2018) definisane ciljane vrednosti (50 mg/kg). Bez obzira na to što mineralna ulja predstavljaju veliku grupu jedinjenja, zbog čega se posmatraju više kao generalni parametar u smislu njihovog potencijala kao prekursora hidrofилnih jedinjenja nastalih biološkom degradacijom, oni su dobar indikator zagađenja zemljišta pod uticajem nesantitarne deponije. Čak i u slučaju sanitarne deponije, mineralna ulja u zemljištu su dobar pokazatelj stepena kontrole procesa separacije i obrade otpada (*Critto i sar., 2003*).

Shodno zaključcima izvedenim tumačenjem monitoring podataka kvaliteta zemljišta ispitivanih deponija izvedeni su sledeći model parametri za računanje NPI vrednosti zemljišta: Ni, Zn, Cd, Cr, Cu, Pb, As, Hg, $\sum\text{PAH}_{10}$ i mineralna ulja. Kao i u slučaju određivanja NPI vrednosti za podzemne vode, računanje NPI vrednosti za zemljište izvršeno je korišćenjem jednačina 9-11 unapređenog oblika NPI. Dobijene NPI vrednosti za zemljište ispitivanih

deponija, i dobijene vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet zemljišta“ shodno klasifikaciji NPI (tabela 22), date su u tabeli 39.

Prema dobijenim NPI vrednostima, zemljište na teritoriji deponija G i Z okarakterisano je kao uslovno zagađeno (stanje pripravnosti), dok je zemljište deponija M, SM i S ocenjeno kao umereno zagađeno. Prema NPI vrednostima individualnih parametara kvaliteta zemljišta (NPI_i), najveći negativan uticaj deponije ispoljavaju kroz parametre Cd ($NPI_{Cd}=0,90-2,30$) i mineralna ulja ($NPI_{\text{mineralna ulja}}=0,72-2,30$), dok je najmanji uticaj iskazan preko parametara Pb ($NPI_{Pb}=0,59-1,02$) i $\sum PAH_{10}$ ($NPI_{\sum PAH_{10}}=0,28-0,53$).

Tabela 39. Dobijene NPI vrednosti i vrednosti pod-kriterijuma „Kvalitet zemljišta“ ispitivanih deponija komunalnog otpada

Deponija	$NPI_{\text{zemljište}}$	Vrednost pod-kriterijuma „Kvalitet zemljišta“
G	0,96	2
M	1,16	3
Z	0,95	2
SM	1,10	3
S	1,45	3

Korist upotrebe NPI za obradu kompleksnih monitoring podataka u cilju ocene uticaja deponije na zemljište najuočljivija je za deponije G i Z. Prema rezultatima monitoringa kvaliteta zemljišta prikazanim u tabeli 38, može se doći do zaključka da je zemljište deponije Z manje zagađeno od zemljišta deponije G, što nije slučaj posmatranjem NPI vrednosti koje su gotovo identične za zemljište ovih dveju deponija, ukazujući na isti stepen zagađenja. Shodno tome, ove dve deponije imaju vrednost pod-kriterijuma „Kvalitet zemljišta“ 2, dok ostale ispitivane deponije imaju vrednost ovog pod-kriterijuma 3.

4.2. Određivanje težinskih faktora FUCOM metodom

EVIAVE metodologija podrazumeva upotrebu predefinisanih težinskih faktora, kao što je opisano u poglavlju 3.4.2.2., gde su i navedene vrednosti težinskih faktora (tabela 27). Stoga, za potrebe EVIAVE modela nije potrebno dodatno određivanje težinskih faktora, već su korišćene prikladne predefinisane vrednosti.

Težinski faktori pod-kriterijuma SAW-FUCOM modela određeni su FUCOM metodom opisanom u poglavlju 3.4.2.1., učešćem pet donosioca odluka (DM1-DM5). Za obe izvedbe SAW-FUCOM modela određeni su težinski faktori zasebno, praćenjem FUCOM algoritma prikazanog u tabeli 17 (poglavlje 2.3.2.2.). U prvom koraku FUCOM metode, donosioci odluka su rangirali značaj pod-kriterijuma svakog od tri kriterijuma. Rezultati rangiranja prikazani su u tabeli 40, za obe izvedbe SAW-FUCOM modela. Na osnovu rangiranja pod-kriterijuma jasno je da postoje razlike u zavisnosti od izvedbe SAW-FUCOM modela, odnosno u zavisnosti od uključivanja/isključivanja pod-kriterijuma C25 (Kvalitet podzemne vode) i C26 (Kvalitet zemljišta). Najveća razlika opaža se kod pod-kriterijuma grupe C3 (Kriterijum životne sredine), gde se npr. rangiranje pod-kriterijuma C19 (Osetljivost podzemne vode) kreće u opsegu od 3 do 7 u SAW-FUCOM_I izvedbi modela, dok u SAW-FUCOM_P izvedbi ovaj pod-kriterijum ima rang 1 ili 2, ukazujući na mnogo veći značaj prilikom izuzimanja pod-kriterijuma C25 i C26.

Tabela 40. Rangiranje pod-kriterijuma (C4-C26) tri glavna kriterijuma (C1-C3) SAW-FUCOM izvedbi modela učešćem donosioca odluka

Pod-kriterijum	Integrisana izvedba SAW-FUCOM (SAW-FUCOM _I)					Probabilistička izvedba SAW-FUCOM (SAW-FUCOM _P)				
	DM1	DM2	DM3	DM4	DM5	DM1	DM2	DM3	DM4	DM5
Tehničko-tehnološki kriterijum (C1)										
C4	1	2	1	1	2	2	3	1	3	2
C5	6	6	6	6	3	6	6	5	5	6
C6	2	1	2	3	1	1	4	2	1	3
C7	4	4	3	4	5	3	1	3	2	1
C8	5	5	4	5	6	4	2	4	4	4
C9	3	3	5	2	4	5	5	6	6	5
Kriterijum lokacije i uslova (C2)										
C10	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2
C11	2	3	3	4	3	3	5	5	4	4
C12	5	7	6	6	7	8	7	7	7	7
C13	3	2	2	2	1	5	3	4	3	3
C14	8	8	9	8	8	7	8	9	8	8
C15	7	6	7	7	6	6	6	6	6	5
C16	9	9	8	9	9	9	9	8	9	9
C17	4	4	5	3	5	4	4	3	5	6
C18	6	5	4	5	4	2	2	2	2	1
Kriterijum životne sredine (C3)										
C19	7	3	7	6	6	1	1	1	1	1
C20	3	5	5	3	4	2	3	2	3	3
C21	8	4	8	7	7	3	2	3	2	2
C22	5	7	3	4	3	4	4	5	4	5
C23	6	8	4	8	8	5	6	4	5	6
C24	4	6	6	5	5	6	5	6	6	4
C25	1	1	1	2	1	-	-	-	-	-
C26	2	2	2	1	2	-	-	-	-	-

Napomena: C4 - Veličina deponije; C5 - Starost deponije; C6 - Vrsta otpada; C7 - Kontrola procedne vode; C8 - Kontrola deponijskog gasa; C9 - Potencijal za generisanje deponijskog gasa; C10 - Udaljenost od naselja; C11 - Udaljenost od površinske vode; C12 - Udaljenost od infrastrukture; C13 - Udaljenost od zaštićenih zona; C14 - Rizik od klizišta; C15 - Rizik od poplava; C16 - Seizmički rizik; C17 - Intenzitet vetrova; C18 - Količina padavina; C19 - Osetljivost podzemnih voda; C20 - Upotreba podzemnih voda; C21 - Tip zemljišta; C22 - Tip površinskog vodnog tela; C23 - Upotreba površinskih voda; C24 - Upotreba zemljišta; C25 - Kvalitet podzemne vode; C26 - Kvalitet zemljišta

Samo rangiranje pod-kriterijuma ne može pouzdano ukazati na njihov značaj, jer u FUCOM metodi čak i različito rangirani pod-kriterijumi mogu imati isti značaj (*Pamučar i sar., 2018*). Zbog toga je u nastavku FUCOM metode, učešćem donosioca odluka, izvršeno određivanje relativnog značaja svakog od pod-kriterijuma u odnosu na sledeće rangirani. Nakon toga su, pomoću poslednja dva koraka FUCOM algoritma, izračunate vrednosti težinskih faktora svakog od pod-kriterijuma u odnosu na unose donosioca odluka, što je prikazano u tabeli 41. Individualne vrednosti težinskih faktora pokazuju najveći značaj pod-kriterijuma „Veličina deponije“ (0,1737-0,2543) i „Vrsta otpada“ (0,1682-0,2494) za obe izvedbe SAW-FUCOM modela. U SAW-FUCOM_I izvedbi modela, donosioci odluka su, pored prethodno pomenutih, odredili najveći značaj pod-kriterijumima „Kvalitet podzemne vode“ (0,1867-0,2419) i „Kvalitet zemljišta“ (0,1965-0,2199), sa tim da je za pod-kriterijum „Kvalitet zemljišta“ određen nešto veći značaj. Izuzimanje pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“ najznačajniji uticaj imalo je na individualne vrednosti težinskih faktora pod-kriterijuma „Osetljivost podzemne vode“, pri čemu težinski faktori u SAW-FUCOM_I izvedbi modela imaju vrednosti od 0,0896 do 0,1081, dok u SAW-FUCOM_P izvedbi modela imaju vrednosti u opsegu od 0,2475 do 0,2840. Ove razlike vrednosti pokazuju značaj dokaza (realnih podataka) o uticaju deponije na kvalitet podzemne vode, u odnosu na parametre kojima se kvantifikuje potencijal ovog uticaja. Prema obrazloženju donosioca odluka (DM1-DM5), pod-kriterijum „Osetljivost podzemne vode“ predstavlja značajan indikator potencijalnog uticaja deponije na kvalitet podzemne vode, imajući u vidu da se ovim pod-kriterijumom praktično kvantifikuje „put dospevanja“, koji predstavlja jedan od tri glavna aspekta procene rizika (izvor-put dospevanja-receptor). Sa druge strane, poznavanjem kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije uzorkovanjem i analizom reprezentativnih uzoraka jasno se može taj negativan uticaj kvantifikovati, i time ukloniti sve nejasnoće u vezi sa uticajem deponije. Bez obzira na to, čak i poznavanjem kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije, postoji određeni značaj pod-kriterijuma „Osetljivost podzemne vode“, kojim se opisuju i drugi prediktori potencijalnog uticaja deponija komunalnog otpada.

Najniže vrednosti težinskih faktora određene su za pod-kriterijume „Udaljenost od infrastrukture“ (0,0713-0,1004), „Rizik od klizišta“ (0,0640-0,0873), „Rizik od poplava“ (0,0820-0,1088) i „Seizmički rizik“ (0,0607-0,0859), i to za obe izvedbe modela. Niže vrednosti težinskih faktora ne ukazuju na to da ovi pod-kriterijumi nisu značajni, već da je njihov značaj mnogo manji u odnosu na druge. Naknadno obrazloženje donosioca odluka za dobijene niske vrednosti težinskih faktora ovih pod-kriterijuma je:

- Udaljenost od infrastrukture: Ovaj pod-kriterijum posmatra se kao parametar potencijalnog negativnog sociološkog uticaja na životnu sredinu, i u manjoj meri negativnog uticaja na zdravlje ljudi. Sa druge strane, ovaj pod-kriterijum se može posmatrati i kao koristan (pozitivan) u odnosu na ekonomske aspekte upravljanja otpadom, s obzirom da je udaljenost od puteva u funkciji troškova prevoza otpada.
- Rizik od klizišta, Rizik od poplava i Seizmički rizik: Poznato je da tokom akcidentnih pojava dolazi do naglog oslobađanja velike količine zagađenja sa deponija, i posledično intenziviranja negativnog uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Međutim, uzimanjem u obzir broj ovakvih dešavanja u ispitivanom regionu, i kumulativan efekat stalnog, kontinualnog oslobađanja zagađenja sa nesanitarnih deponija, smatra se da ovi pod-kriterijumi imaju manji značaj u odnosu na ostale. Dodatno, ukoliko su uslovi opisani pod-kriterijumima poput „Udaljenost od naselja“ i „Osetljivost podzemne vode“ pogodni, time će i negativni efekti akcidentnih situacija biti značajno umanjeni.

Tabela 41. Težinski faktori pod-kriterijuma određeni učešćem donosioca odluka (DM1-DM5) po FUCOM metodi

Pod-kriterijum	Integrisana izvedba SAW-FUCOM (SAW-FUCOM _I)					Probabilistička izvedba SAW-FUCOM (SAW-FUCOM _P)				
	DM1	DM2	DM3	DM4	DM5	DM1	DM2	DM3	DM4	DM5
Tehničko-tehnološki kriterijum (C1)										
C4	0,2298	0,1921	0,2300	0,2543	0,1782	0,2254	0,1737	0,2419	0,1811	0,1794
C5	0,1209	0,1356	0,1150	0,1156	0,1559	0,1127	0,1129	0,1210	0,1086	0,1170
C6	0,2089	0,2305	0,2300	0,1696	0,2494	0,2254	0,1737	0,2199	0,2173	0,1682
C7	0,1436	0,1441	0,1534	0,1496	0,1386	0,1503	0,2259	0,1729	0,2173	0,2690
C8	0,1436	0,1441	0,1438	0,1413	0,1313	0,1252	0,1882	0,1344	0,1671	0,1495
C9	0,1532	0,1537	0,1278	0,1696	0,1467	0,1127	0,1255	0,1100	0,1086	0,1170
Kriterijum lokacije i uslova (C2)										
C10	0,1606	0,1572	0,1598	0,1657	0,1420	0,1824	0,1640	0,1857	0,1938	0,1632
C11	0,1460	0,1209	0,1229	0,1183	0,1301	0,1403	0,1171	0,1031	0,1077	0,1088
C12	0,1004	0,0925	0,0999	0,0920	0,0868	0,0730	0,0713	0,0774	0,0881	0,0859
C13	0,1460	0,1572	0,1453	0,1657	0,1562	0,1073	0,1491	0,1031	0,1211	0,1484
C14	0,0845	0,0873	0,0799	0,0828	0,0822	0,0760	0,0656	0,0640	0,0807	0,0680
C15	0,0845	0,0925	0,0940	0,0872	0,0976	0,0869	0,0820	0,0844	0,0881	0,1088
C16	0,0765	0,0827	0,0841	0,0663	0,0710	0,0608	0,0607	0,0640	0,0745	0,0859
C17	0,1071	0,1048	0,0999	0,1183	0,1041	0,1073	0,1261	0,1326	0,0969	0,1020
C18	0,0945	0,1048	0,1142	0,1036	0,1301	0,1659	0,1640	0,1857	0,1491	0,1632
Kriterijum životne sredine (C3)										
C19	0,0913	0,1081	0,0907	0,0992	0,0896	0,2508	0,2559	0,2475	0,2537	0,2840
C20	0,1256	0,1027	0,0982	0,1042	0,0896	0,1572	0,1706	0,2063	0,1691	0,1800
C21	0,0837	0,1081	0,0873	0,0906	0,0864	0,1475	0,1828	0,1547	0,1691	0,1950
C22	0,1005	0,0978	0,1025	0,0992	0,0967	0,1475	0,1347	0,1303	0,1409	0,1300
C23	0,0913	0,0934	0,0982	0,0906	0,0864	0,1475	0,1280	0,1375	0,1335	0,1232
C24	0,1057	0,0978	0,0907	0,0992	0,0896	0,1393	0,1280	0,1238	0,1335	0,0877
C25	0,2009	0,1867	0,2358	0,2084	0,2419	-	-	-	-	-
C26	0,2009	0,2054	0,1965	0,2084	0,2199	-	-	-	-	-

Napomena: C4 - Veličina deponije; C5 - Starost deponije; C6 - Vrsta otpada; C7 - Kontrola procedne vode; C8 - Kontrola deponijskog gasa; C9 - Potencijal za generisanje deponijskog gasa; C10 - Udaljenost od naselja; C11 - Udaljenost od površinske vode; C12 - Udaljenost od infrastrukture; C13 - Udaljenost od zaštićenih zona; C14 - Rizik od klizišta; C15 - Rizik od poplava; C16 - Seizmički rizik; C17 - Intenzitet vetrova; C18 - Količina padavina; C19 - Osetljivost podzemnih voda; C20 - Upotreba podzemnih voda; C21 - Tip zemljišta; C22 - Tip površinskog vodnog tela; C23 - Upotreba površinskih voda; C24 - Upotreba zemljišta; C25 - Kvalitet podzemne vode; C26 - Kvalitet zemljišta

Potrebno je napomenuti da je izvršena validacija FUCOM metode nakon definisanja svih težinskih faktora računanjem devijacije od potpune doslednosti (DFC (x)), čije su vrednosti uvek iznosile 0,0000. Ispunjavanje uslova tranzitivnosti i potpune doslednosti (validacija), preduslov je upotrebe FUCOM metodom dobijenih težinskih faktora (*Pamučar i sar., 2018*).

Razlike dobijenih vrednosti težinskih faktora učešćem donosioca odluka pokazuju značaj učešća većeg broja donosioca odluka. Ove razlike su pokazatelji različitih iskustava i užeg interesovanja donosioca odluka (*Németh i sar., 2019*) čija ekspertiza spada u domen procene i monitoringa uticaja deponija komunalnog otpada na životnu sredinu. U cilju definisanja reprezentativnih vrednosti težinskih faktora izvršeno je računanje kolektivnih vrednosti težinskih faktora (w_j^c) korišćenjem jednačina 6 i 7 (poglavlje 2.3.2.). Izračunate vrednosti kolektivnih težinskih faktora prikazane su u tabeli 42, gde su date i vrednosti relativne standardne devijacije. Relativna standardna devijacija odabrana je za iskazivanje stepena odstupanja serije podataka od srednje vrednosti iz razloga bolje preglednosti.

Tabela 42. Kolektivne vrednosti težinskih faktora pod-kriterijuma SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P modela

Pod-kriterijum	SAW-FUCOM _I		SAW-FUCOM _P	
	w_j^c	RSD(%)	w_j^c	RSD(%)
Tehničko-tehnološki kriterijum (C1)				
C4	0,2169	14,30	0,2003	15,54
C5	0,1286	13,51	0,1144	4,12
C6	0,2177	13,99	0,2009	13,72
C7	0,1459	3,93	0,2071	22,50
C8	0,1408	3,86	0,1529	16,58
C9	0,1502	10,05	0,1148	5,93
Kriterijum lokacije i uslova (C2)				
C10	0,1571	5,71	0,1778	7,67
C11	0,1276	8,74	0,1154	12,83
C12	0,0943	6,12	0,0791	9,54
C13	0,1541	5,54	0,1258	17,4
C14	0,0833	3,31	0,0709	10,13
C15	0,0912	5,79	0,0900	11,94
C16	0,0761	9,96	0,0692	15,78
C17	0,1068	6,47	0,1130	13,77
C18	0,1094	12,33	0,1656	7,90
Kriterijum životne sredine (C3)				
C19	0,0958	8,21	0,2584	5,68
C20	0,1041	12,80	0,1766	10,45
C21	0,0912	10,69	0,1698	11,52
C22	0,0993	2,29	0,1367	5,48
C23	0,0920	4,68	0,1339	6,96
C24	0,0966	6,84	0,1225	16,50
C25	0,2147	10,92	-	-
C26	0,2062	4,31	-	-

Napomena: C4 - Veličina deponije; C5 - Starost deponije; C6 - Vrsta otpada; C7 - Kontrola procedne vode; C8 - Kontrola deponijskog gasa; C9 - Potencijal za generisanje deponijskog gasa; C10 - Udaljenost od naselja; C11 - Udaljenost od površinske vode; C12 - Udaljenost od infrastrukture; C13 - Udaljenost od zaštićenih zona; C14 - Rizik od klizišta; C15 - Rizik od poplava; C16 - Seizmički rizik; C17 - Intenzitet vetrova; C18 - Količina padavina; C19 - Osetljivost podzemnih voda; C20 - Upotreba podzemnih voda; C21 - Tip zemljišta; C22 - Tip površinskog vodnog tela; C23 - Upotreba površinskih voda; C24 - Upotreba zemljišta; C25 - Kvalitet podzemne vode; C26 - Kvalitet zemljišta

Kolektivne vrednosti težinskih faktora pod-kriterijuma potvrđuju prethodno navedene zaključke u pogledu značaja pod-kriterijuma. Generalno se može zaključiti da postoji tri grupe pod-kriterijuma po značaju u zavisnosti od izvedbe modela: velik značaj ($w_j^c \geq 0,2000$), srednji značaj ($0,1000 < w_j^c < 0,2000$), i mali značaj ($w_j^c \leq 0,1000$), što je u skladu sa stavovima donosioca odluka.

Vrednosti relativne standardne devijacije pokazuju mala odstupanja u stavovima donosioca odluka ($RSD\% < 25\%$). Najveće varijacije individualnih vrednosti težinskih faktora iskazane su za pod-kriterijum „Kontrola procedne vode“ ($RSD=22,50\%$) za SAW-FUCOM_P izvedbu modela. Generalno posmatrano, veće RSD vrednosti dobijene su za pod-kriterijume SAW-FUCOM_P, čime se može zaključiti da isključivanje upotrebe realnih monitoring podataka stvara nešto veće neusaglašenosti između stavova donosioca odluka, čineći određivanje težinskih faktora više podložno subjektivnosti. Dakle, može se preliminarno zaključiti da se integrisanjem monitoring podataka povećava pouzdanost SAW-FUCOM metode.

Predefinisani težinski faktori EVIAVE modela i FUCOM metodom određeni težinski faktori ne mogu se međusobno porediti zbog drugačije skale ovih vrednosti (težinski faktori EVIAVE metodologije mogu imati vrednosti 1 ili 2), kao i različitih načina njihove primene. Međutim, mogu se osmotriti pojedine sličnosti:

- Pod-kriterijumi uticaja zagađenja sa deponije „Veličina deponije“ i „Vrsta otpada“ EVIAVE metodologije imaju vrednost 2 za sve pod-kriterijume životne sredine pokazujući velik značaj ovih pod-kriterijuma, što je slučaj i za težinske faktore određene FUCOM metodom;
- Težinski faktori pod-kriterijuma „Rizik od klizišta“ i „Seizmički rizik“ u EVIAVE metodologiji imaju vrednost 1 za sve pod-kriterijume životne sredine, što ukazuje na njihov manji značaj, kao što je određeno i FUCOM metodom;
- FUCOM metodom određene kolektivne vrednosti težinskog faktora „Udaljenost deponije od naselja“ ukazuju na srednji značaj, dok je EVIAVE metodologijom određena vrednost 1 za sve pod-kriterijume životne sredine osim „Ljudsko zdravlje“. Ova razlika odlično opisuje različitost upotrebe pod-kriterijuma dva korišćena MCDM modela, jer u EVIAVE modelu pod-kriterijum životne sredine „Ljudsko zdravlje“ uvek ima maksimalnu vrednost, pa će se na taj način povećati udeo vrednosti ovog pod-kriterijuma u konačnim ocenama deponija.

FUCOM metodom određene kolektivne vrednosti težinskih faktora pod-kriterijuma korišćene su za računanje vrednosti tri odabrana (glavna) kriterijuma (C1-C3), što je uslov za dalje određivanje konačnih ocena alternativa, odnosno deponija SAW-FUCOM modelom.

4.3. Određivanje vrednosti kriterijuma SAW-FUCOM i EVIAVE modela

Prethodno određene (osnovne) vrednosti pod-kriterijuma i težinskih faktora predstavljaju osnove informacije (model parametre) potrebne za SAW-FUCOM i EVIAVE modele u cilju multi-kriterijumske prioritizacije deponija. Ostali koraci/nivoi ovih modela podrazumevaju obradu i upotrebu ovih vrednosti za postizanje postavljenog cilja MCDM modela različitim matematičkim osnovama. Rezultat svake od matematičkih osnova jeste dobijanje konačne vrednosti datih kriterijuma (ili indeksa EVIAVE modela), a ove konačne vrednosti naposljetku

predstavljaju komponente konačnih ocena razmatranih alternativa, odnosno ispitivanih deponija komunalnog otpada. U naredna dva pod-poglavlja biće prikazani i protumačeni rezultati određivanja vrednosti pod-kriterijuma odabranih MCDM modela.

4.3.1. Određivanje vrednosti kriterijuma SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P modela

Jednom određene osnovne vrednosti pod-kriterijuma moraju se normalizovati pre ponderisanja težinskim faktorima. Dodeljene osnovne vrednosti pod-kriterijuma prikazane su u tabeli 35 (poglavlje 4.1.), tabeli 37 (poglavlje 4.1.1.) i tabeli 39 (poglavlje 4.1.2.), dok su FUCOM metodom određeni kolektivni težinski faktori dati u tabeli 41 (poglavlje 4.2.). Normalizacija osnovnih vrednosti pod-kriterijuma za potrebe SAW-FUCOM modela izvršena je jednačinom 14 (poglavlje 3.5.1.), tako da se vrednosti skale 1-5 konvertuju u vrednosti skale 0-1, što je uslov za dosledno i pouzdano ponderisanje težinskim faktorima čije su vrednosti takođe u skali 0-1. Normalizovane vrednosti svih pod-kriterijuma SAW-FUCOM modela prikazane su u tabeli 43, kao matrica normalizovanih performansi pod-kriterijuma.

Tabela 43. Matrica normalizovanih performansi pod-kriterijuma SAW-FUCOM modela za ispitivane deponije

Pod-kriterijum	Alternative (ispitivane deponije)				
	G	M	Z	SM	S
Tehničko-tehnološki kriterijum (C1)					
C4	0,2500	0,2500	0,5000	1,0000	1,0000
C5	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
C6	0,7500	0,7500	1,0000	1,0000	1,0000
C7	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
C8	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,7500
C9	0,2500	0,2500	0,5000	0,7500	0,7500
Kriterijum lokacije i uslova (C2)					
C10	0,7500	0,7500	0,7500	0,5000	1,0000
C11	0,5000	0,2500	0,7500	1,0000	1,0000
C12	0,2500	0,2500	0,2500	0,2500	0,2500
C13	0,7500	0,0000	0,7500	0,7500	0,7500
C14	0,2500	0,2500	0,2500	0,2500	0,0000
C15	0,7500	0,7500	1,0000	1,0000	1,0000
C16	0,5000	0,5000	0,5000	0,5000	0,2500
C17	0,2500	0,2500	0,2500	0,2500	0,0000
C18	0,7500	0,7500	0,7500	0,5000	0,7500
Kriterijum životne sredine (C3)					
C19	0,0000	0,0000	0,2500	0,2500	0,5000
C20	0,2500	0,2500	0,2500	0,2500	0,7500
C21	0,7500	0,7500	0,5000	0,7500	0,0000
C22	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
C23	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
C24	1,0000	1,0000	1,0000	0,2500	1,0000
C25	0,5000	0,5000	0,7500	0,7500	0,7500
C26	0,2500	0,5000	0,2500	0,5000	0,5000

Proverom normalizovanih vrednosti pod-kriterijuma zaključuje se korektnost konverzije prateći jednačinom 14 postavljena pravila konverzije osnovnih vrednosti: 1 → 0,0000; 2 → 0,2500; 3 → 0,5000; 4 → 0,7500; 5 → 1,0000.

Upotreba samo osnovnih vrednosti pod-kriterijuma, ili posmatranje isključivo težinskih faktora, obično rezultuje izvođenjem pogrešnih zaljučaka (*Pavličić, 2001; Krishnan, 2022*), zbog čega je ponderisanje vrednosti ustaljena praksa svih modernih izvedbi MCDM modela (*Taherdoost i Madanchian, 2023*). Stoga, u sledećem koraku SAW-FUCOM modela ponderisane su normalizovane vrednosti pod-kriterijuma kolektivnim težinskim faktorima. Dobijeni rezultati (matrica ponderisanih težinskih vrednosti pod-kriterijuma) prikazani su u tabeli 44. Ovaj korak razlikuje se za SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P izvedbe modela, kao što je opisano u poglavlju 3.5.1.

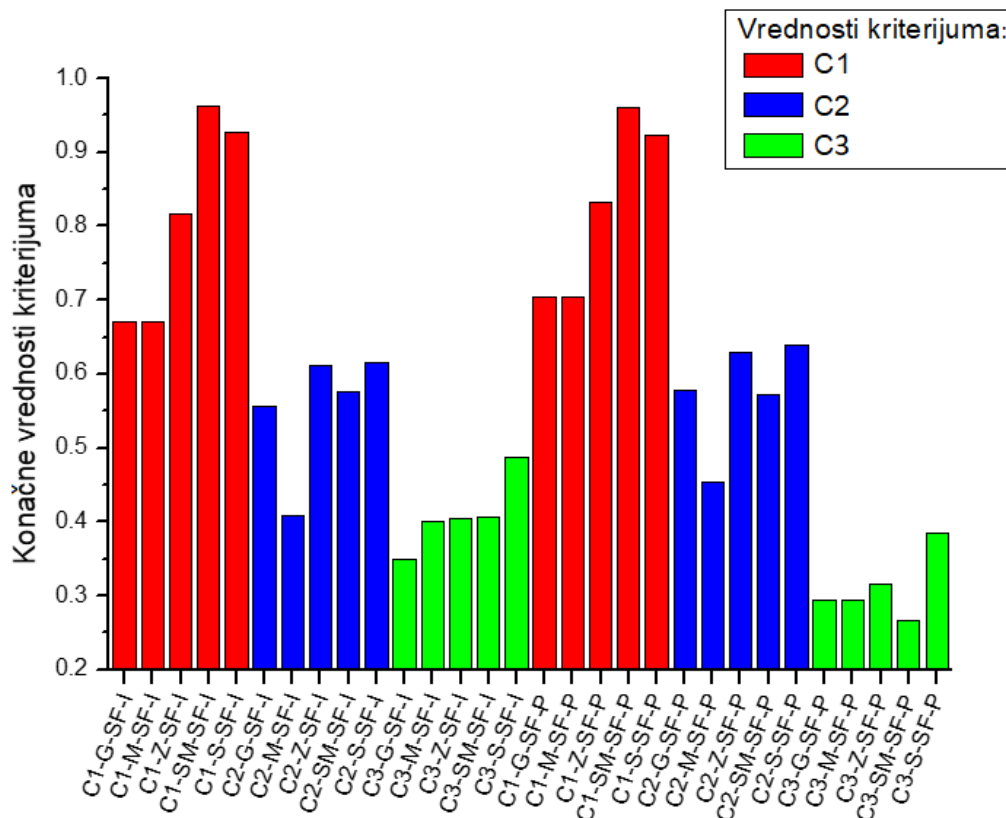
Pre tumačenja rezultata treba imati na umu da je veličina ponderisanih vrednosti u funkciji broja kriterijuma (u ovom slučaju pod-kriterijuma), njihovog međusobnog značaja i skale normalizovanih vrednosti (*Taherdoost i Madanchian, 2023*). Tako, vrednost 0,5000 koja se nalazi na sredini 0-1 skale, ne mora obavezno pokazivati srednju veličinu vrednosti, već se ova veličina posmatra sa aspekta minimalne i maksimalne moguće ponderisane vrednosti datog pod-kriterijuma. U skali od 0 do 1 jasno je da minimalna vrednost mora biti 0, ali maksimalna vrednost zavisi od broja kriterijuma i vrednosti odgovarajućih težinskih faktora (*Peldschus, 2009*). Na primer, maksimalna vrednost kriterijuma C4 (Veličina deponije) je 0,2169 za SAW-FUCOM_I model, odnosno 0,2003 za SAW-FUCOM_P model. Važno je napomenuti i da maksimalna vrednost svakog kriterijuma (C1, C2 i C3) iznosi 1, što znači da je i maksimalna vrednost zbira svih vrednosti pod-kriterijuma date grupe kriterijuma takođe 1, ali je udeo njihovih vrednosti za dobijanje vrednosti datog kriterijuma drugačiji. Uzimajući u obzir prethodno navedeno, ponderisane vrednosti pod-kriterijuma posmatraće se sa aspekta njihovog udela u konačnoj vrednosti kriterijuma čiju grupu čine.

Nesumnjivo najmanji udeo u konačnoj vrednosti kriterijuma imaju pod-kriterijumi čija ponderisana vrednost iznosi 0,0000. Ovo je slučaj za pod-kriterijume C22 (Tip površinskog vodnog tela) i C23 (Upotreba površinskih voda) gupe kriterijuma C3 (Kriterijum životne sredine) za sve ispitivane deponije. Značaj ovih pod-kriterijuma iskazan je preko kolektivne vrednosti težinskih faktora (tabela 42), a ponderisana vrednost 0,0000 samo ukazuje da za date deponije ovi pod-kriterijumi nemaju uticaj na konačno ocenjivanje. Osim prethodno pomenutih, najveće sličnosti ponderisanih vrednosti opažaju se za one pod-kriterijume koji imaju iste osnovne vrednosti za sve ispitivane deponije, što je slučaj za pod-kriterijume C5 (Veličina deponije) i C7 (Kontrola procedne vode). Udeli ostalih ponderisanih vrednosti pod-kriterijuma pokazuju manje ili veće varijacije. Najveće varijacije iskazane su za pod-kriterijum C4 (Veličina deponije) čije su ponderisane vrednosti određene u opsegu od 0,0501 do 0,2169. Veće varijacije ponderisanih vrednosti pod-kriterijuma pokazuju dobar odabir ispitivanih deponija za koje se vrši validacija i poređenje odabranih MCDM modela. Suprotno tome, ponderisane vrednosti pod-kriterijuma koje pokazuju male varijacije ili ne pokazuju varijacije ukazuju da je potencijalno potrebno uključiti veći broj deponija da bi se unapredila pouzdanost konačnih zaključaka.

Konačne vrednosti kriterijuma SAW-FUCOM modela dobijaju se sabiranjem svih ponderisanih vrednosti pod-kriterijuma date grupe kriterijuma, kao što je opisano u poglavlju 3.5.1. Ovako izračunate vrednosti kriterijuma SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P izvedbi modela prikazane su grafički na slici 41. Konačne vrednosti kriterijuma kreću se opsegu od 0,2667 do 0,9625, od maksimalne vrednosti 1,0000.

Tabela 44. Matrica ponderisanih vrednosti pod-kriterijuma SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P modela za ispitivane deponije

Pod-kriterijum	Integrirana izvedba SAW-FUCOM (SAW-FUCOM _I)					Probabilistička izvedba SAW-FUCOM (SAW-FUCOM _P)				
	G	M	Z	SM	S	G	M	Z	SM	S
Tehničko-tehnološki kriterijum (C1)										
C4	0,0542	0,0542	0,1084	0,2169	0,2169	0,0501	0,0501	0,1002	0,2003	0,2003
C5	0,1286	0,1286	0,1286	0,1286	0,1286	0,1144	0,1144	0,1144	0,1144	0,1144
C6	0,1633	0,1633	0,2177	0,2177	0,2177	0,1507	0,1507	0,2009	0,2009	0,2009
C7	0,1459	0,1459	0,1459	0,1459	0,1459	0,2071	0,2071	0,2071	0,2071	0,2071
C8	0,1408	0,1408	0,1408	0,1408	0,1056	0,1529	0,1529	0,1529	0,1529	0,1147
C9	0,0376	0,0376	0,0751	0,1127	0,1127	0,0287	0,0287	0,0574	0,0861	0,0861
Kriterijum lokacije i uslova (C2)										
C10	0,1178	0,1178	0,1178	0,0785	0,1571	0,1334	0,1334	0,1334	0,0889	0,1778
C11	0,0638	0,0319	0,0957	0,1276	0,1276	0,0577	0,0289	0,0866	0,1154	0,1154
C12	0,0236	0,0236	0,0236	0,0236	0,0236	0,0198	0,0198	0,0198	0,0198	0,0198
C13	0,1156	0,0000	0,1156	0,1156	0,1156	0,0944	0,0000	0,0944	0,0944	0,0944
C14	0,0208	0,0208	0,0208	0,0208	0,0000	0,0177	0,0177	0,0177	0,0177	0,0000
C15	0,0684	0,0684	0,0912	0,0912	0,0912	0,0675	0,0675	0,0900	0,0900	0,0900
C16	0,0381	0,0381	0,0381	0,0381	0,0190	0,0346	0,0346	0,0346	0,0346	0,0173
C17	0,0267	0,0267	0,0267	0,0267	0,0000	0,0282	0,0282	0,0282	0,0282	0,0000
C18	0,0821	0,0821	0,0821	0,0547	0,0821	0,1242	0,1242	0,1242	0,0828	0,1242
Kriterijum životne sredine (C3)										
C19	0,0000	0,0000	0,0239	0,0239	0,0479	0,0000	0,0000	0,0646	0,0646	0,1292
C20	0,0260	0,0260	0,0260	0,0260	0,0780	0,0442	0,0442	0,0442	0,0442	0,1325
C21	0,0684	0,0684	0,0456	0,0684	0,0000	0,1274	0,1274	0,0849	0,1274	0,0000
C22	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
C23	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
C24	0,0966	0,0966	0,0966	0,0242	0,0966	0,1225	0,1225	0,1225	0,0306	0,1225
C25	0,1074	0,1074	0,1611	0,1611	0,1611	-	-	-	-	-
C26	0,0516	0,1031	0,0516	0,1031	0,1031	-	-	-	-	-
Napomena: C4 - Veličina deponije; C5 - Starost deponije; C6 - Vrsta otpada; C7 - Kontrola procedne vode; C8 - Kontrola deponijskog gasa; C9 - Potencijal za generisanje deponijskog gasa; C10 - Udaljenost od naselja; C11 - Udaljenost od površinske vode; C12 - Udaljenost od infrastrukture; C13 - Udaljenost od zaštićenih zona; C14 - Rizik od klizišta; C15 - Rizik od poplava; C16 - Seizmički rizik; C17 - Intenzitet vetrova; C18 - Količina padavina; C19 - Osetljivost podzemnih voda; C20 - Upotreba podzemnih voda; C21 - Tip zemljišta; C22 - Tip površinskog vodnog tela; C23 - Upotreba površinskih voda; C24 - Upotreba zemljišta; C25 - Kvalitet podzemne vode; C26 - Kvalitet zemljišta										



Slika 41. Konačne vrednosti kriterijuma SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P izvedbi modela za ispitivane deponije (oznake C1-C3 predstavljaju kriterijume; G, M, Z, SM i S predstavljaju oznake ispitivanih deponija; SF-I označava SAW-FUCOM_I izvedbu, a SF-P označava SAW-FUCOM_P izvedbu modela)

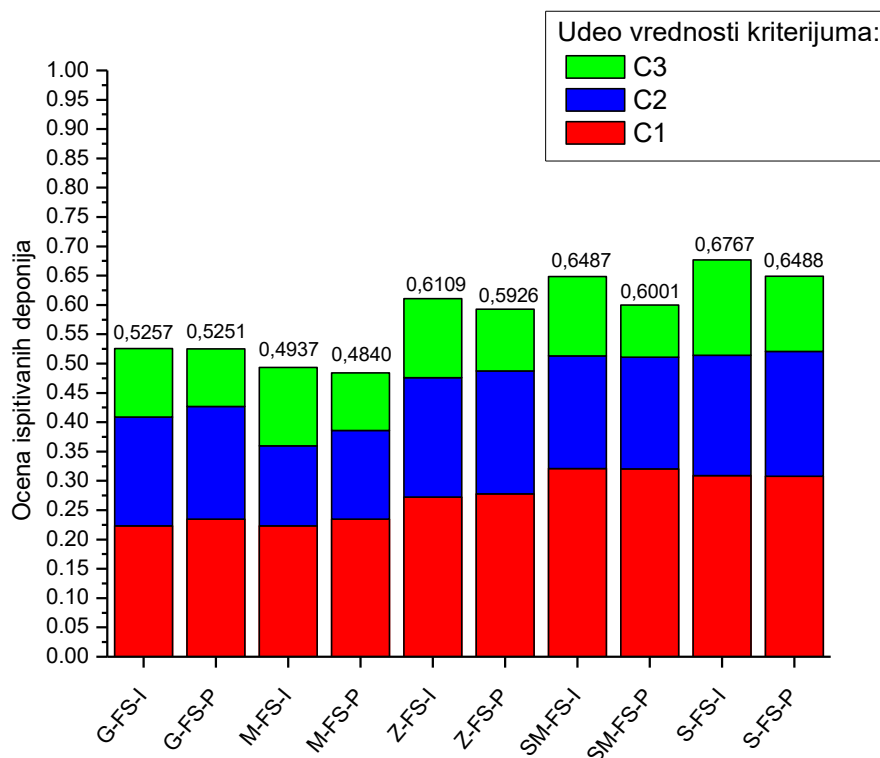
Posmatranjem grafički prikazanih vrednosti kriterijuma može se primetiti uopšteni šablon. Najviše vrednosti kriterijuma svih ispitivanih deponija (0,6703-0,9625) dobijene su za C1 (Tehničko-tehnološki kriterijum). Ovaj kriterijum opisuje operativno stanje deponija, postojanje i stepen primenjenim mera kontrole zagađenja i generalne tehničke uslove. Za kriterijum C2 (Kriterijum lokacije i uslova) dobijene su srednje vrednosti (0,4093-0,6389), pri čemu se ovaj kriterijum odnosi na lokaciju ispitivanih deponija i uslova sredine u odnosu na potencijal ispoljavanja negativnih uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Kriterijum C3 (Kriterijum životne sredine) ima najniže određene vrednosti za sve ispitivane deponije (0,2667-0,4867). Ovim kriterijumom opisuje se stanje životne sredine u odnosu na potencijalan ili izmeren negativan uticaj deponija. Autori Lolos i sar. (2007) ukazali su značaj mehanizma zagađenja životne sredine pod uticajem deponije kroz tri aspekta procene rizika „Izvor - Put dospevanja - Receptor“, navodeći značaj odabira kriterijuma tako da minimalno mogu opisati ova tri aspekta. Praveći paralelu, može se zaključiti da kriterijum C1 opisuje „Izvor“, kriterijum C2 „Put dospevanja“, a kriterijum C3 opisuje „Receptor“. Tako posmatrajući, najveći uticaj ispitivanih deponija na životnu sredinu iskazan je preko izvora zagađenja, odnosno pod-kriterijuma koji kvantitativno opisuju potencijal same deponije da izvrši negativan uticaj.

Vrlo male razlike vrednosti kriterijuma C1 i C2 ispitivanih deponija opažene su za obe izvedbe SAW-FUCOM modela, dok su značajne razlike iskazane vrednostima pod-kriterijuma C3 za SAW-FUCOM_I (0,3500-0,4867) i SAW-FUCOM_P (0,2667-0,3841) izvedbe modela. Ove

varijacije samo potvrđuju već zaključeno da korišćenje realnih podataka dobijenih monitoringom kvaliteta podzemne vode i zemljišta povećavaju pouzdanost modela i značaj poznavanja realnog stanja životne sredine pod uticajem deponije. Može se pretpostaviti da bi se proširivanjem monitoringa na određivanje kvaliteta vazduha i površinske vode dodatno poboljšala pouzdanost modela i generalno razumevanje negativnih uticaja deponije, međutim to bi došlo po cenu daljeg opterećivanja već oskudnih resursa, a konačne ocene ispitivanih deponija ne bi obavezno bile drugačije, već se pretpostavlja da bi udeo vrednosti kriterijuma C3 u konačnim ocena bio nešto veći. Sa druge strane, može se izvesti i nešto drugačiji zaključak, odnosno da najveći negativni uticaji ispitivanih deponija nisu iskazani preko njihove lokacije i stanja životne sredine, već preko operativnih uslova koji vladaju na deponijama. Na primer, prema vrednostima kriterijuma, deponija M je postavljena na relativno pogodnoj lokaciji gde su receptori (životna sredina) relativno dobro zaštićeni, što znači da bi dovoljno bilo uspostaviti optimalne operativne mere definisane EU Direktivom (1999/31/EC) i nacionalnom Uredbom ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010) da se spreče i/ili smanje negativni uticaji na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Deponija S sa druge strane, prema vrednostima kriterijuma C2 pozicionirana je najlošije u odnosu na druge deponije, iskazujući istovremeno i najlošije stanje životne sredine, što pokazuje da je potrebno promeniti mesto deponije, a postojeću zatvoriti. Generalno posmatrano, ukoliko su sve mere kontrole zagađenja na deponiji dobro uspostavljene, uticaj na životnu sredinu bi trebao biti zanemariv, što ukazuju i najviše vrednosti kriterijuma C1 za ispitivane deponije. Međutim, rizik od negativnog uticaja deponije na životnu sredinu i zdravlje ljudi značajno je veći kada lokacija i uslovi životne sredine nisu pogodni (*Siddiqua i sar., 2022*), zbog čega je nedvosmisleno značajno koristiti sva tri kriterijuma za sveobuhvatnu procenu uticaja deponija na životnu sredinu i zdravlje ljudi.

Poslednji korak SAW-FUCOM modela je računanje ocene ispitivanih deponija prema uticaju na životnu sredinu i zdravlje ljudi korišćenjem jednačine 17, i normalizacija ovih ocena prema jednačini 18 (poglavlje 3.5.1.). Normalizovane ocene deponija na skalu od 0 do 1 prikazane su na slici 42. Kako se moguće ocene deponija prema SAW-FUCOM modelu kreću u opsegu od 0 (sve osnovne vrednosti pod-kriterijuma su 1) do 1 (sve osnovne vrednosti pod-kriterijuma su 5) skala y ose grafički prikazanih rezultata na slici 42 prikazana je u datom opsegu.

Ocene ispitivanih deponija dobijene obema izvedbama SAW-FUCOM modela variraju u uskom opsegu, odnosno od 0,4840 do 0,6767, rangirajući deponiju M sa najmanjim, a deponiju S najvećim prioritetom za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu. Rezultat upotrebe dve različite izvedbe modela je dobijanje istih rang listi ispitivanih deponija komunalnog otpada ocenjujući deponije sledećim redosledom prioriteta za zatvaranje i sanaciju: $G < M < Z < SM < S$. Međutim, međusobne razlike ocena ispitivanih deponija, naročito većih, zavise od primenjenih izvedbi modela. Gotovo identične ocene deponija G i M dobijene su korišćenjem obe izvedbe SAW-FUCOM modela pokazujući zanemarljiv značaj integrisanja monitoringom dobijenih rezultata kvaliteta podzemne vode i zemljišta na konačno dobijene ocene ovih deponija. Međutim, kod kompleksnijih alternativa razlika ocena je veća, pri čemu je najveća razlika ocena (0,0477) opažena za deponiju SM. Na osnovu prethodno navedenog zaključuje se da je značaj monitoringa kvaliteta podzemne vode i zemljišta pod uticajem deponija veći za veće deponije koje zbog veće količine otpada potencijalno mogu izvršiti intenzivnije negativne uticaje. Ocene dobijene SAW-FUCOM_P modelom ukazuju da deponija S ima za nijansu (razlika ocene 0,0001) veći prioritet za sanaciju i/ili zatvaranje u odnosu na deponiju SM. Ova razlika ocena dveju deponija mnogo je veća (0,0280) korišćenjem SAW-FUCOM_I modela, jasno pokazujući veći prioritet deponije S.



Slika 42. Ocene ispitivanih deponija dobijene SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P izvedbama modela (oznake C1-C3 predstavljaju kriterijume; G, M, Z, SM i S predstavljaju oznake ispitivanih deponija; SF-I označava SAW-FUCOM_I izvedbu, a SF-P označava SAW-FUCOM_P izvedbu modela)

Rezultat obe izvedbe SAW-FUCOM modela je ista rang lista jednako rangiranih ispitivanih deponija, ali razlike između ocena ispitivanih deponija generalno pokazuju da je za ocenjivanje većih deponija prema njihovom prioritetu za sanaciju i/ili zatvaranje ipak korisno uspostaviti monitoring kvaliteta podzemne vode i zemljišta prateći preporuke navedene u poglavljima 4.1.1. i 4.1.2, što za rezultat ima dobijanje pouzdanih ocena deponija.

Za multi-kriterijumsku prioritizaciju deponija komunalnog otpada za zatvaranje i sanaciju, Ubavin i sar. (2017) su takođe koristili alternative Z, SM i S, pri čemu su posmatrajući samo ove alternative, autori rangirali deponiju Z sa najvećim prioritetom (0,8794), a deponiju SM najmanjim prioritetom (0,6729). Za deponiju SM dobijena je slična ocena SAW-FUCOM_I (0,6487) i SAW-FUCOM_P (0,6001) sa SAW-AHP modelom koji su autori Ubavin i sar. (2017) koristili (0,6729), dok je najveća razlika dobijenih ocena ova tri modela opažena za deponiju Z, pri čemu razlika iznosi do 0,2868. Upravo ovako velike razlike dobijenih ocena ukazuju na značaj i potrebu korišćenja većeg broja (pod)kriterijuma u cilju pouzdanijeg rangiranja deponija, odnosno sveobuhvatnije procene uticaja na životnu sredinu, što su i autori Ubavin i sar. (2017) zaključili.

SAW-FUCOM modelom dobijene ocene ispitivanih deponija prikazane su u poglavlju 4.4. u vidu formirane liste prioriteta deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu, i upoređene sa ocenama dobijenim EVIAVE modelom.

4.3.2. Određivanje vrednosti kriterijuma i indeksa $EVIAVE_I$ i $EVIAVE_P$ modela

Ocenjivanje deponija komunalnog otpada prema njihovom uticaju na životnu sredinu i zdravlje ljudi korišćenjem $EVIAVE$ modela vrši se kroz četiri nivoa opisanih u poglavlju 3.5.2.:

- Nivo 1 - određivanje indeksa zagađenja (CRI_I);
- Nivo 2 - određivanje verovatnoće kontaminacije (Pbc) i deskriptora životne sredine (eV);
- Nivo 3 - određivanje indeksa rizika po životnu sredinu (ERI);
- Nivo 4 - određivanje indeksa uticaja deponije na životnu sredinu (ELI).

Rezultati primene obe izvedbe $EVIAVE$ modela na ispitivane deponije biće prikazani i protumačeni prateći prethodno navedene nivoe, a ulazni model podaci uključuju osnovne vrednosti odabranih pod-kriterijuma prikazanih u tabelama 35 (poglavlje 4.1.), 37 (poglavlje 4.1.1.) i 39 (poglavlje 4.1.2.).

Nivo 1

Za razliku od SAW-FUCOM modela, $EVIAVE$ modelom se pod-kriterijumi (uticaja zagađenja sa deponije) posmatraju prema njihovom uticaju na elemente životne sredine (pod-kriterijumi životne sredine), kao što je opisano u poglavlju 3.5.2. Generalno posmatrano, kroz prva tri nivoa $EVIAVE$ modela određen je uticaj ispitivanih deponija komunalnog otpada na pet elemenata životne sredine (podzemna voda (A), površinska voda (B), zemljište (C), vazduh (D) i zdravlje ljudi (E)). U tom cilju, prvo su određene CRI vrednosti ispitivanih deponija za one pod-kriterijume uticaja zagađenja sa deponija (J) koji imaju direktan uticaj na elemente životne sredine (tabela 28), množenjem sa odgovarajućim težinskim faktorima (tabela 27). Ovaj nivo $EVIAVE$ modela, u odnosu na druge, je vremenski najzahtevniji.

Kako je opisano u poglavlju 3.5.2., razlike između $EVIAVE_I$ i $EVIAVE_P$ izvedbe modela su u uključivanju, odnosno isključivanju upotrebe pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“. Za razliku od SAW-FUCOM modela, dve izvedbe $EVIAVE$ metodologije razlikuju se i po upotrebi pod-kriterijuma „Osetljivost podzemne vode“ i „Tip zemljišta“, tako da u slučaju $EVIAVE_I$ izvedbe ovi pod-kriterijumi čine grupu pod-kriterijuma uticaja zagađenja na životnu sredinu, dok u $EVIAVE_P$ izvedbi modela čine grupu pod-kriterijuma životne sredine.

Izračunate CRI vrednosti ispitivanih deponija prikazane su u tabeli 45. Vrednost 0 pokazuje da dati pod-kriterijum uticaja zagađenja sa deponije (J) nema direktan uticaj na odgovarajući element životne sredine (A-E). Gde takav uticaj postoji, moguće CRI vrednosti kreću se u skali od 1 do 5, ukoliko je težinski faktor 1, odnosno od 2 do 10, ukoliko je težinski faktor 2. Kako je u tabeli 28 navedeno, jedino pod-kriterijumi uticaja zagađenja sa deponije „Veličina deponije“, „Starost deponije“, „Vrsta otpada“, „Seizmički rizik“ i „Količina padavina“ imaju direktan uticaj na sve elemente životne sredine. Od ovih pod-kriterijuma, najveće CRI vrednosti (8-10) ima pod-kriterijum „Vrsta otpada“, što je slučaj i za normalizovane vrednosti SAW-FUCOM modela, ukazujući da je prisustvo opasnog otpada na ispitivanim deponijama u vezi sa značajnim uticajem deponija na životnu sredinu. Slično kao SAW-FUCOM, CRI vrednosti (tabela 45) pod-kriterijuma „Seizmički rizik“ $EVIAVE$ modela ukazuju na najmanji značaj u pogledu uticaja ispitivanih deponija na životnu sredinu.

Tabela 45. CRI vrednosti pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa ispitivanih deponija

Pod-kriterijum	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E					
	Deponija G					Deponija M					Deponija Z									
J1	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	6	6	6	6	6					
J2	5	5	5	5	10	5	5	5	5	10	5	5	5	5	10					
J3	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	10	10	10	10	10					
J4	10	10	10	0	10	10	10	10	0	10	10	10	10	0	10					
J5	0	0	0	10	10	0	0	0	10	10	0	0	0	10	10					
J6	0	0	0	0	8	0	0	0	0	8	0	0	0	0	8					
J7	0	6	0	0	0	0	4	0	0	0	0	8	0	0	0					
J8	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4					
J9	0	0	0	0	8	0	0	0	0	2	0	0	0	0	8					
J10	2	2	2	0	2	2	2	2	0	2	2	2	2	0	2					
J11	8	8	8	0	0	8	8	8	0	0	10	10	10	0	0					
J12	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3					
J13	0	0	0	4	4	0	0	0	4	4	0	0	0	4	4					
J14	8	8	8	8	4	8	8	8	8	4	8	8	8	8	4					
J15 ⁽¹⁾	2	0	0	0	2	2	0	0	0	2	4	0	0	0	4					
J16 ⁽¹⁾	0	0	8	0	0	0	0	8	0	0	0	0	6	0	0					
Deponija SM					Deponija S					Napomena: A-E - Pod-kriterijumi životne sredine; A - Podzemna voda; B - Površinska voda; C - Zemljište; D - Vazduh; E - Ljudsko zdravlje; J - Pod-kriterijumi uticaja zagađenja sa deponije; J1 - Veličina deponije; J2 - Starost deponije; J3 - Vrsta otpada; J4 - Kontrola procedne vode; J5 - Kontrola deponijskog gasa; J6 - Udaljenost od naselja; J7 - Udaljenost od površinske vode; J8 - Udaljenost od infrastrukture; J9 - Udaljenost od zaštićenih zona; J10 - Rizik od klizišta; J11 - Rizik od poplava; J12 - Seizmički rizik; J13 - Intenzitet vetrova; J14 - Količina padavina; J15 - Osetljivost podzemnih voda; J16 - Tip zemljišta ⁽¹⁾ Pod-kriterijumi uticaja zagađenja na životnu sredinu korišćeni samo u EVIAVE ₁ izvedbi modela										
J1	10	10	10	10	10	10	10	10	10						10					
J2	5	5	5	5	10	5	5	5	5						10					
J3	10	10	10	10	10	10	10	10	10						10					
J4	10	10	10	0	10	10	10	10	0						10					
J5	0	0	0	10	10	0	0	0	8						8					
J6	0	0	0	0	6	0	0	0	0						10					
J7	0	10	0	0	0	0	10	0	0						0					
J8	0	0	0	0	4	0	0	0	0						4					
J9	0	0	0	0	8	0	0	0	0						8					
J10	2	2	2	0	2	1	1	1	0						1					
J11	10	10	10	0	0	10	10	10	0						0					
J12	3	3	3	3	3	2	2	2	2						2					
J13	0	0	0	4	4	0	0	0	2	2										
J14	6	6	6	6	3	8	8	8	8	4										
J15 ⁽¹⁾	4	0	0	0	4	6	0	0	0	6										
J16 ⁽¹⁾	0	0	8	0	0	0	0	2	0	0										

Kako su autori Avelino i sar. (2019) i Aryampa i sar. (2021) naveli, jednom dobijene CRI vrednosti ispitivanih deponija predstavljaju robustan matriks podataka čija se dalja obrada zahteva radi dobijanja kumulativnih podataka o uticaju deponija na životnu sredinu, što se vrši narednim nivoima EVIAVE modela.

Nivo 2

U drugom nivou EVI_{AVE_I} i EVI_{AVE_P} izvedbe modela određene su Pbc i eV vrednosti ispitivanih deponija. Pbc vrednosti izračunate su korišćenjem CRI vrednosti prikazanih u tabeli 45 i jednačine 20 (poglavlje 3.5.2.), a dobijeni rezultati su prikazani grafički na slici 43.

Generalno se može zaključiti da su dobijene relativno slične Pbc vrednosti primenom obe izvedbe EVIAVE modela. Takođe se može zaključiti da Pbc ima relativno uski opseg dobijenih vrednosti za sve ispitivane deponije (0,62-0,88). Prema dostupnoj klasifikaciji (Arrieta i sar., 2016) prikazanoj u tabeli 29, Pbc vrednosti od 0,60 do 0,80 klasifikuju se kao visoke vrednosti, dok vrednosti od 0,80 do 1,00 pripadaju klasi veoma visokih vrednosti. Kako Pbc opisuju verovatnoću kontaminacije životne sredine usled operativnih uslova i uslova na datoj lokaciji ispitivanih deponija, dobijene visoke vrednosti pokazuju loše pozicioniranje, neadekvatno upravljanje otpadom i nedostatak osnovnih mera kontrole zagađenja na deponijama. Praveći ovde paralelu sa SAW-FUCOM modelom, jasno je da se primenom oba MCDM modela velik doprinos uticaju deponija na životnu sredinu daje aspektima samog rada deponije, i lokacije na kojoj je deponija smeštena.

Pbc vrednosti ispitivanih deponija dobijenih EVI_{AVE_I} izvedbom modela ukazuju na najveću verovatnoću kontaminacije elementa životne sredine E (Zdravlje ljudi). Pbc vrednosti ostalih elemenata životne sredine variraju u zavisnosti od karakteristika ispitivanih deponija. Za manje deponije (G (slika 43a) i M (slika 43b)), najveće Pbc vrednosti dobijene su za element životne sredine C (Zemljište), dok je za veće deponije (Z (slika 43c), SM (slika 43d) i S (slika 43e)) iskazana najveća verovatnoća kontaminacije preko Pbc vrednosti za element životne sredine B (Površinska voda). Po svojim karakteristikama, deponije M i G su vrlo slične, zbog čega i jesu dobijene vrlo slične Pbc vrednosti (0,67-0,75) obema primenjenim EVIAVE izvedbama modela. Za obe EVIAVE izvedbe modela važi da je veličina ispitivanih deponija u funkciji varijacija Pbc vrednosti elemenata životne sredine, čime se potvrđuje da veličina deponije utiče na kompleksnost MCDM modelom dobijenih rezultata. Poređenjem Pbc vrednosti dobijenih različitim izvedbama EVIAVA modela opažene su najveće varijacije za elemente životne sredine „Podzemna voda“ i „Zemljište“, što i jeste logično, uzimajući u obzir da su osnovne razlike ovih izvedbi upravo uključivanje, odnosno isključivanje monitoringom dobijenih rezultata kvaliteta podzemne vode i zemljišta pod uticajem ispitivanih deponija. Važno je takođe napomenuti da su varijacije dobijenih Pbc vrednosti EVI_{AVE_I} i EVI_{AVE_P} modelom gotovo identičnog stepena, što ukazuje da nema značajnih odstupanja u rezultatima drugog nivoa modela u zavisnosti od njegove izvedbe.

Nakon izračunatih Pbc vrednosti, u nivou 2 EVIAVE modela pristupa se određivanju vrednosti deskriptora životne sredine (eV) za svaki pod-kriterijum životne sredine (Podzemna voda, Površinska voda, Zemljište, Vazduh i Ljudsko zdravlje), sa tim da eV za ljudsko zdravlje uvek ima maksimalnu vrednost, odnosno vrednost 5. eV vrednosti određuju se prema tabeli 30 (poglavlje 3.5.2.).



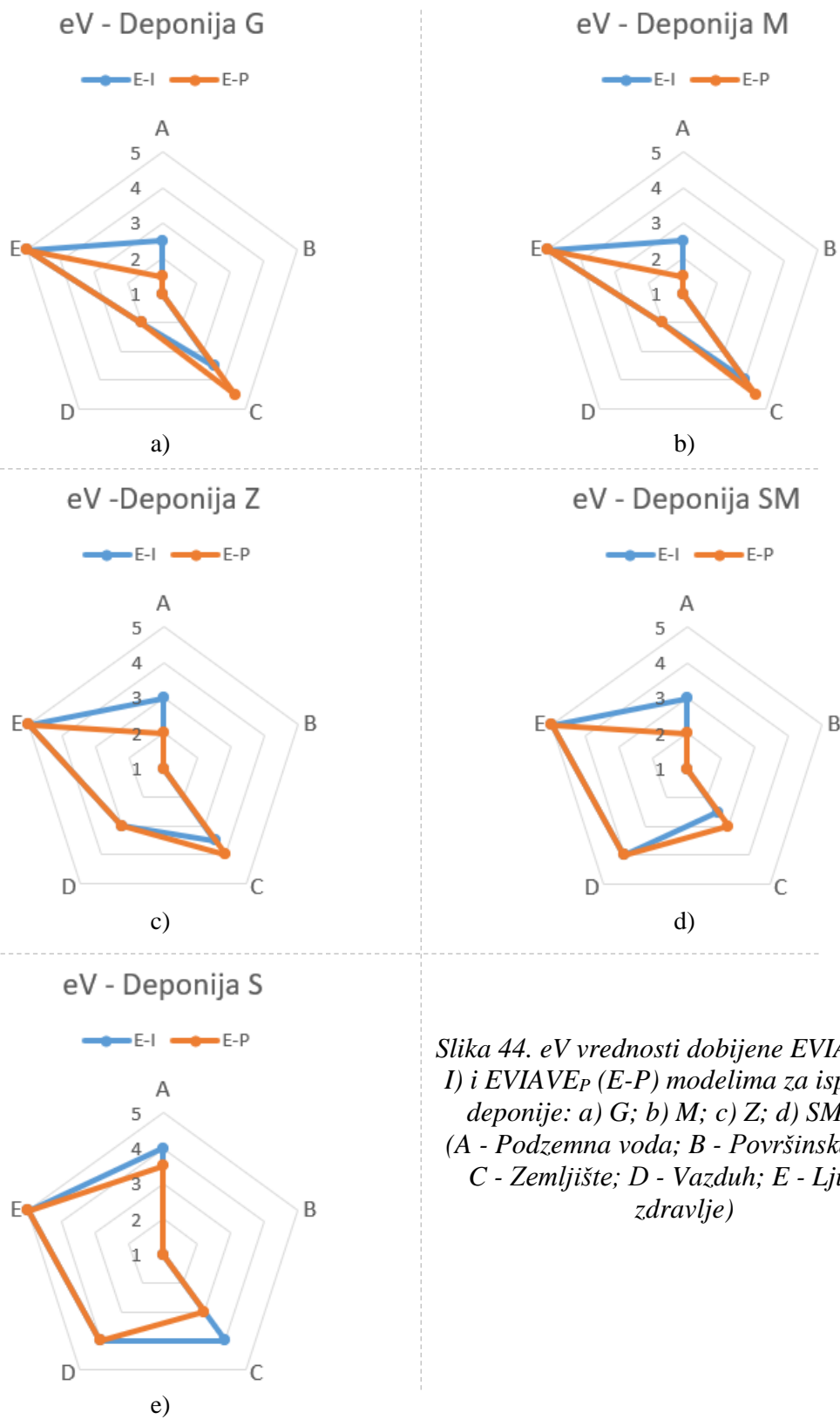
Slika 43. Pbc vrednosti dobijene $EVIAVE_I$ (E-I) i $EVIAVE_P$ (E-P) modelima za ispitivane deponije: a) G; b) M; c) Z; d) SM; e) S (A - Podzemna voda; B - Površinska voda; C - Zemljište; D - Vazduh; E - Ljudsko zdravlje)

EVIAVE_I i EVIAVE_P modelom dobijene eV vrednosti ispitivanih deponija prikazane su na slici 44. Izuzimajući eV vrednost za element „Zdravlje ljudi“, najveće eV vrednosti (2,50-4,50) dobijene su za element životne sredine „Zemljište“, ukazujući na najveći potencijal zagađenja ovog medijuma životne sredine. Suprotno tome, najniža eV vrednost (1) dodeljena je elementu životne sredine „Površinska voda“ za sve ispitivane deponije u obe izvedbe modela. Pouzdanost modela se dakle ne može posmatrati kroz vrednosti $eV_{\text{površinska voda}}$, jer pod-kriterijumi životne sredine „Upotreba površinske vode“ i „Tip površinskog vodnog tela“ kojima se kvantifikuje ovaj deskriptor životne sredine imaju istu vrednost, čineći $eV_{\text{površinska voda}}$ nerelevantnim prilikom procene uticaja na životnu sredinu, ali kao što je navedeno tokom tumačenja SAW-FUCOM modelom dobijenih rezultata, cilj razvoja MCDM modela je njegova upotreba na mnogo veći broj deponija, zbog čega se očekuju i mnogo veće razlike karakteristika deponije, što će uticati i na promenu vrednosti pomenutih pod-kriterijuma životne sredine.

Veće, odnosno niže eV vrednosti su rezultat odabira pod-kriterijuma životne sredine i njihovog vrednovanja. Kako su Arrieta i sar. (2016) zaključili, stepen varijacije eV vrednosti u funkciji je odabira pod-kriterijuma životne sredine, zaključujući da pouzdanost modela u mnogome zavisi od toga. Prema prethodno pomenutim autorima, uključivanje većeg broja pod-kriterijuma životne sredine daje pouzdanije rezultate, naročito u domenu eV vrednosti, međutim, kako su autori Avelino i sar. (2019) naveli, izbor pod-kriterijuma životne sredine mora biti takav da se mogu pouzdano kvantifikovati, jer suprotno rezultuje pogrešnim zaključcima izvedenim EVIAVE metodologijom. Dodatno, autori Aryampa i sar. (2021) su istakli i značaj prilagođavanja odabira pod-kriterijuma životne sredine prema ispitivanom regionu i ciljevima modela. Obrazloženje odabranih pod-kriterijuma životne sredine leži u prethodno navedenom.

Kao i u slučaju Pbc vrednosti, deponije G (slika 44a) i M (slika 44b) imaju vrlo slične eV vrednosti. Tačnije, u EVIAVE_P izvedbi modela eV vrednosti svih elemenata životne sredine ovih dveju deponija su identične, dok je u EVIAVE_I izvedbi modela opažena samo razlika eV vrednosti za podzemnu vodu, i to u veličini od 0,50. Odsustvo značajnih razlika Pbc i eV vrednosti za ove deponije može se posmatrati kao potvrda pouzdanosti EVIAVE modela, uzumajući u obzir da ove dve deponije imaju slične karakteristike, zbog čega se i očekuje slično rangiranje uticaja na životnu sredinu. Sličnost dobijenih eV vrednosti opaža se i za deponije Z (slika 44c) i SM (slika 44d), što nije u toj meri izraženo za Pbc vrednosti (slika 43). Prethodno navedeno ukazuje da su po podložnosti negativnom uticaju ove deponije više slične nego različite, a obrnuto važi za uslove lokacije i rada ovih deponija.

Generalno, najveće eV vrednosti dodeljene su deponiji S (slika 44e), pri čemu $eV_{\text{podzemna voda}}$ i $eV_{\text{zemljište}}$ imaju nešto niže vrednosti u EVIAVE_P izvedbi modela. Niže $eV_{\text{podzemna voda}}$ vrednosti dobijene EVIAVE_P modelom opažene su i u slučaju ostalih ispitivanih deponija. Suprotno deponiji S, ostale deponije pokazuju manje $eV_{\text{zemljište}}$ vrednosti dobijene EVIAVE_I modelom (2,50-4,50) u odnosu na vrednosti $eV_{\text{zemljište}}$ dobijene EVIAVE_P modelom (3,00-4,50). Podrazumeva se da korišćenje monitoring podataka o kvalitetu podzemne vode i zemljišta utiče pozitivno na pouzdanost modela, zbog čega je moguće izvesti generalni zaključak da probabilistički pristup potcenjuje uticaj deponija na podzemnu vodu, dok to važi za zemljište samo u slučaju većih deponija.



Slika 44. eV vrednosti dobijene EVI_{AVE_I} (E-I) i EVI_{AVE_P} (E-P) modelima za ispitivane deponije: a) G; b) M; c) Z; d) SM; e) S (A - Podzemna voda; B - Površinska voda; C - Zemljište; D - Vazduh; E - Ljudsko zdravlje)

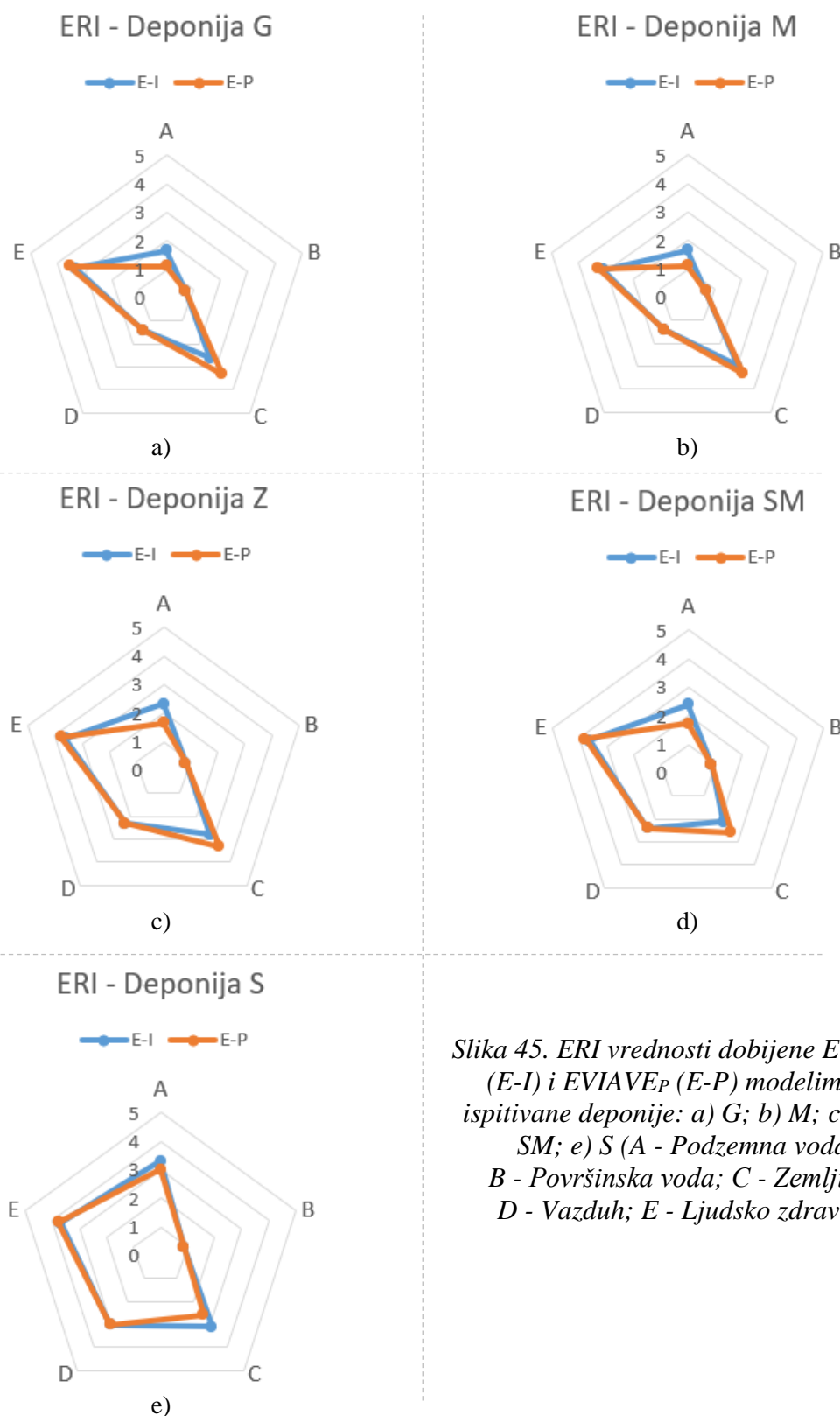
Nivo 3

U trećem nivou EVIAVE modela određene su ERI vrednosti računate jednačinom 21 (poglavlje 3.5.2.), odnosno kao proizvodi Pbc vrednosti određenog elementa životne sredine sa eV vrednošću istog elementa životne sredine. Dobijene ERI vrednosti ispitivanih deponija primenom obe izvedbe EVIAVE modela prikazane su na slici 45.

ERI opisuje uticaj ispitivane deponije na dati element životne sredine, pri čemu se moguće vrednosti kreću u opsegu od 0 (nema uticaja) do 5 (intenzivan uticaj). Jednake, a ujedno i najmanje ERI vrednosti EVI_{AVE_I} i EVI_{AVE_P} modela, dobijene su za elemente životne sredine B (površinska voda) i D (vazduh). Razlog istih ERI vrednosti je činjenica da su isti ulazni podaci korišćeni u obe izvedbe EVIAVE modela, odnosno da za ove elemente životne sredine nisu korišćeni monitoringom dobijeni rezultati kojima bi se ukazale razlike između procenjenog potencijalnog uticaja i realnog stanja. Tako posmatrano, moguće je da je procenjeni uticaj na površinsku vodu i vazduh potcenjen, kao u slučaju podzemne vode, ili precejen, kao u slučaju zemljišta deponija G, M, Z i SM. Uzimajući u obzir prethodno, dvojba između prekomerne potrošnje resursa i dobijanja minimalne količine reprezentativnih podataka za potrebe pouzdane procene uticaja deponija na životnu sredinu čini se da je uslovljena iskustvom moderatora MCDM modela, i višegodišnjeg unapređenja modela zasnovanog na prethodnim greškama i propustima.

Najveće ERI vrednosti (3,09-3,81) dobijene su za element životne sredine E (ljudsko zdravlje), što je i očekivano s obzirom da $eV_{\text{ljudsko zdravlje}}$ imaju predefinisane maksimalne vrednosti 5. Zanimajući ERI vrednosti elementa E, najviše ERI vrednosti (2,61-3,32) dobijene su za element životne sredine „Zemljište“, procenjujući tako najveći negativan uticaj ispitivanih deponija na zemljište. Potrebno je istaći da su vrlo slične $ERI_{\text{zemljište}}$ vrednosti dobijene EVI_{AVE_I} modelom za deponiju M (slika 45b) i S (slika 45e), dok je razlika ovih vrednosti mnogo uočljivija korišćenjem EVI_{AVE_P} izvedbe modela. EVI_{AVE_P} modelom dobijene $ERI_{\text{zemljište}}$ vrednosti ukazuju na isti stepen uticaja deponija G (slika 45a), M (slika 45b) i Z (slika 45c) na zemljište, pri čemu je to slučaj i za vrednosti dodeljene deponijama SM (slika 45d) i S (slika 45e), dok su mnogo jasnije razlike $ERI_{\text{zemljište}}$ vrednosti iskazane kroz primenu EVI_{AVE_I} izvedbe modela. U pogledu uticaja ispitivanih deponija na podzemne vode, $ERI_{\text{podzemna voda}}$ vrednosti ukazuju na isti stepen uticaja deponija G i M, i vrlo sličan u slučaju deponija Z i SM za obe izvedbe EVIAVE modela. Razlike EVI_{AVE_I} i EVI_{AVE_P} modelom dobijenih vrednosti $ERI_{\text{podzemna voda}}$ ispitivanih deponija su približno jednake, što znači da, iako potcenjen, uticaj ispitivanih deponija na podzemne vode izražen je jednakim razlikama intenziteta.

Ispitivanjem dve različite izvedbe EVIAVE modela, autori Arrieta i sar. (2016) došli su do zaključka koji se može izvesti i osmatranjem ERI vrednosti prikazanih na slici 46, a to je da ne postoji jasan trend promena ERI vrednosti prilikom procene uticaja deponija komunalnog otpada različitih karakteristika u vezi sa varijacijama korišćenih pod-kriterijuma životne sredine. Kako su varijacije korišćenih EVIAVE metodologija autora Arrieta i sar. (2016) mnogo veće u odnosu na one koje čine EVI_{AVE_I} i EVI_{AVE_P} različitim, Arrieta i sar. (2016) su opazili mnogo veće varijacije dobijenih ERI vrednosti ispitivanih deponija, koje su u pojedinim slučajevima obuhvatile i izmenu klase vrednosti (prema klasifikaciji prikazanoj u tabeli 31) za dve jedinice, što nije slučaj za rezultate dobijene ovom doktorskom disertacijom.

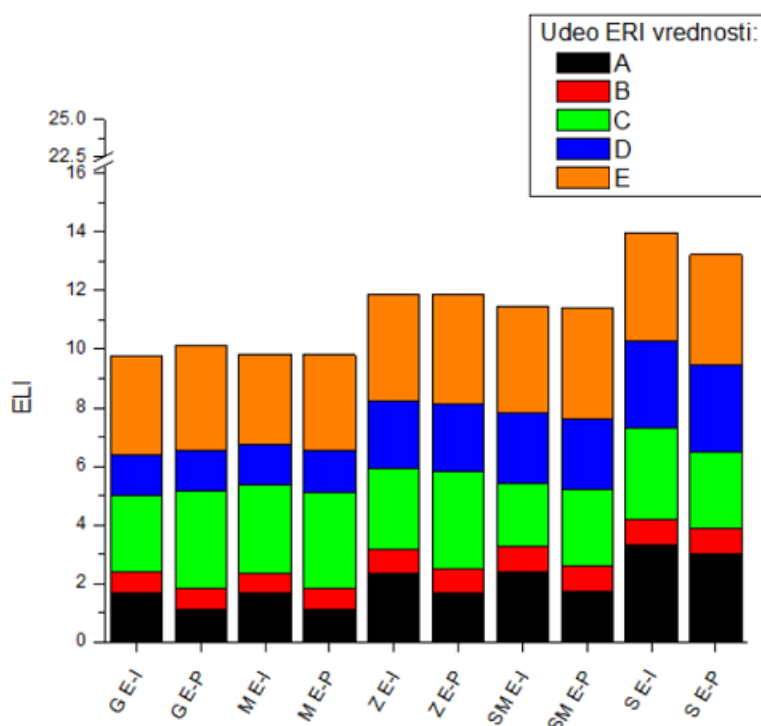


Slika 45. ERI vrednosti dobijene $EVIAVE_I$ (E-I) i $EVIAVE_P$ (E-P) modelima za ispitivane deponije: a) G; b) M; c) Z; d) SM; e) S (A - Podzemna voda; B - Površinska voda; C - Zemljište; D - Vazduh; E - Ljudsko zdravlje)

Uticaj različitosti $EVIAVE$ izvedbi modela na konačno rangiranje ispitivanih deponija komunalnog otpada na osnovu procene uticaja na životnu sredinu najbolje se može odrediti računanjem ELI vrednosti.

Nivo 4

ELI vrednosti ispitivanih deponija, kao konačne ocene njihovog ukupnog uticaja na životnu sredinu, izračunate su jednačinom 22 opisanom u poglavlju 3.5.2., kao zbir svih ERI vrednosti. ELI vrednosti klasifikuju ukupan uticaj deponije prema tabeli 33 od zanemarljivog uticaja ($0 \leq ELI < 5$) do veoma izraženog uticaja ($20 \leq ELI \leq 25$). EVIAVE izvedbama modela dobijene ELI vrednosti ispitivanih deponija prikazane su grafički na slici 46.



Slika 46. ELI vrednosti ispitivanih deponija dobijene EVIAVE_I (E-I) i EVIAVE_P (E-P) izvedbama modela, sa prikazanim udelima ERI vrednosti elemenata životne sredine (A - Podzemna voda; B - Površinska voda; C - Zemljište; D - Vazduh; E - Ljudsko zdravlje)

EVIAVE_I modelom dobijene ELI vrednosti rangiraju ispitivane deponije prema njihovom prioritetu za sanaciju i/ili zatvaranje u sledećem redosledu: S > Z > SM > M > G, dok je redosled rangiranja ispitivanih deponija prema EVIAVE_P modelom dobijenih ELI vrednost nešto drugačiji: S > Z > SM > G > M. Promena rangiranja G i M deponije ponajviše je rezultat integrisanja monitoringom dobijenih rezultata kvaliteta zemljišta na ovim deponijama, ističući uticaj upotrebe pod-kriterijuma životne sredine „Kvalitet zemljišta“. Arrieta i sar. (2016) takođe su opazili korekciju ELI vrednosti prema realnom stanju životne sredine inkorporacijom većeg broja relevantnih pod-kriterijuma, pri čemu su zaključili da se sveobuhvatnijom izvedbom modela dobijaju veće ELI vrednosti za veće regionalne, odnosno gradske deponije. Ovo je slučaj i za ispitivane deponije SM i S, potvrđujući zaključke autora Arrieta i sar. (2016).

Prema dostupnoj klasifikaciji ELI vrednosti, deponijama Z, SM i S dodeljene su ELI vrednosti (11,40-13,98) obema izvedbama EVIAVE modela koje ih klasifikuju kao deponije srednjeg uticaja na životnu sredinu, sa tim da su za deponiju S dobijene najviše vrednosti (13,24 i 13,98). EVIAVE_I modelom dobijene ELI vrednosti deponija G (9,75) i M (9,83) svrstavaju ih u deponije srednjeg uticaja na životnu sredinu, dok je isto slučaj samo za EVIAVE_P modelom dobijenu ELI vrednost deponije M (9,81), ujedno klasifikujući deponiju G kao deponiju

srednjeg uticaja prema ELI (10,12). Potrebno je istaći da su gotovo identične ELI vrednosti dobijene za deponije M, Z i SM (slika 46) primenom obe izvedbe EVIAVE modela, a da su razlike ELI vrednosti ova dva oblika modela od 0,37 i 0,74 za deponije SM i S respektivno. Iako su ove razlike relativno male, vodeći se isključivo klasifikacijom ELI vrednosti, za deponiju G to znači promenu klase, i time grupisanja ove deponije prema rangiranju po uticaju na životnu sredinu. Prethodno navedeno ukazuje na potrebu za kritičkim posmatranjem dobijenih ELI vrednosti u odnosu na oslanjanje isključivo na klasifikaciju.

Ocene ispitivanih deponija dobijene obema izvedbama EVIAVE modela prikazane su i u poglavlju 4.4. u formi liste prioriteta deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu uticaja na životnu sredinu, pri čemu su iste upoređene sa SAW-FUCOM modelom dobijenim ocenama.

4.4. Analiza osetljivosti SAW-FUCOM i EVIAVE modela

Postupak analize osetljivosti multi-kriterijumske prioritizacije deponija zasnovan je na dva pristupa opisana u poglavlju 3.6.1.: 1) korišćenje dva suštinski različita MCDM modela (SAW-FUCOM i EVIAVE) uz uključivanje istih pod-kriterijuma i alternativa; i 2) postavljanje dva scenarija oba ispitivana MCDM modela: integrisani i probabilistički.

Tokom tumačenja rezultata dobijenih primenom SAW-FUCOM (poglavlje 4.3.1.) i EVIAVE (poglavlje 4.3.2.) modela izvršena je analiza osetljivosti uključivanjem, odnosno isključivanjem monitoringom dobijenih rezultata kvaliteta podzemne vode i zemljišta kroz pod-kriterijume „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“. Zbog toga se razlike procesa evaluacije deponija na ova dva načina neće ponovo razmatrati kroz svaki korak modela, već kao uticaj na konačno dobijene ocene ispitivanih deponija. U vezi sa tim, u tabeli 46 su date liste rangiranja deponija komunalnog otpada sa njima dodeljenim ocenama prema korišćenim MCDM modelima. Potrebno je napomenuti, da je upravo formiranje liste prioriteta deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu cilj ove doktorske disertacije.

Pre poređenja ocena dobijenih SAW-FUCOM i EVIAVE modelima potrebno je navesti da se ocene ovih modela ne dobijaju u istoj skali, odnosno konačne ocene SAW-FUCOM imaju vrednosti u opsegu od 0 do 1, dok je za EVIAVE model moguće dobiti konačne ocene od 0 do 25. Aryampa i sar. (2021) su istakli potrebu za normalizacijom EVIAVE modelom dobijenih konačnih ocena na skalu od 0-1, i predložili način na koji da se ova normalizacija vrši, ali navedenu normalizaciju nisu primenili na ispitivanu deponiju. Za potrebe poređenja ocena ispitivanih deponija dobijenih SAW-FUCOM i EVIAVE modelima, izvršice se normalizacija EVIAVE modelom dobijenih ocena, po istom principu kao što je izvršena normalizacija konačnih ocena dobijenih SAW-FUCOM metodom, odnosno na skalu od 0 do 1. Ovako normalizovane ocene ispitivanih deponija date su u tabeli 46.

Sve konačne ocene deponije S ukazuju na najveći prioritet u odnosu na ostale ispitivane deponije, što čini deponiju S jedinu jednako rangiranu primenom MCDM modela. Rezultati SAW-FUCOM i EVIAVE rangiranja pokazuju najveće razlike za deponije Z i SM, pri čemu je deponija SM rangirana kao druga po prioritetu za sanaciju i/ili zatvaranje SAW-FUCOM modelom, dok je EVIAVE modelom rangirana kao treća (i obrnuto za deponiju Z). Različito rangiranje ovih deponija rezultat je drugačijeg pristupa korišćenja pod-kriterijuma MCDM

modela, naročito u domenu uticaja na zemljište. Prethodno može ukazati na osetljivost modela, ali i na kompleksnost uticaja ispitivanih deponija na zemljište.

Tabela 46. Uporedno prikazane liste prioritizacije ispitivanih deponija komunalnog otpada za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu dobijene korišćenim MCDM modelima

Depo- nija	SAW-FUCOM				EVIAVE					
	Integrirani		Probabilistički		Integrirani			Probabilistički		
	Rang	Ocena	Rang	Ocena	Rang	Ocena	Norm ⁽¹⁾	Rang	Ocena	Norm ⁽¹⁾
G	4	0,5257	4	0,5251	5	9,75	0,3899	4	10,12	0,4049
M	5	0,4937	5	0,4840	4	9,83	0,3933	5	9,81	0,3924
Z	3	0,6109	3	0,5926	2	11,86	0,4742	2	11,87	0,4749
SM	2	0,6487	2	0,6001	3	11,47	0,4586	3	11,40	0,4559
S	1	0,6767	1	0,6488	1	13,98	0,5590	1	13,24	0,5297

⁽¹⁾ Normalizovane EVIAVE modelom dobijene konačne ocene ispitivanih deponija

Generalno, veće normalizovane konačne vrednosti, odnosno ocene ispitivanih deponija, dobijene su SAW-FUCOM modelom. Razlog ovome pronalazi se u različitim načinima korišćenja dva MCDM modela. Naime, SAW-FUCOM posmatra stanje životne sredine i njenu podložnost zagađenju kroz jedan od tri glavna kriterijuma „Kriterijum životne sredine“. Sa druge strane, EVIAVE model ima dva glavna kriterijuma računata u drugom nivou modela izraženih kao Pbc i eV vrednosti. U ovom slučaju Pbc opisuje lokacijske i operativne (tehničko-tehnološke) uslove deponije, dok eV kvantitativno prikazuje stanje životne sredine i podložnost uticaju deponije. Kako su vrednosti onih pod-kriterijuma koji spadaju u drugo pomenutu grupu mnogo manje u slučaju ispitivanih deponija, može se zaključiti da će klasifikacija eV vrednosti u odnosu Pbc vrednosti biti manja, što će posledično uticati na smanjenje konačne ocene. Ovo je naročito evidentno posmatranjem grafički prikazanih vrednosti kriterijuma SAW-FUCOM modela (slika 41), gde je očigledno da je uticaj ispitivanih deponija mnogo izraženiji preko vrednosti tehničko-tehnoloških i lokacijskih pod-kriterijuma. Stoga, usrednjavanjem vrednosti pod-kriterijuma koji opisuju tehničko-tehnološke i lokacijske uslove u jednu vrednost, odnosno Pbc, umanjuje se njihov doprinos konačnoj oceni, što posledično rezultuje manjim ocenama dobijenim EVIAVE modelom u odnosu na SAW-FUCOM model.

Stepen varijacije ocena ispitivanih deponija dobijene različitim izvedbama modela pokazuje različite trendove. Razlike ocena ispitivanih deponija SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P modela pokazuje veće varijacije u sprezi sa kompleksnošću deponija, dok su razlike ocena dobijene EVIAVE_I i EVIAVE_P modela u funkciji različitosti uticaja deponija na zemljište.

Uopšteno posmatrano obe izvedbe SAW-FUCOM modela daju jednake zaključke u pogledu prioriteta ispitivanih deponija za sanaciju i/ili zatvaranje, što nije slučaj za EVIAVE model. U tom smislu, SAW-FUCOM model pokazuje manju osetljivost, i time veću pouzdanost njegove primene.

5. ZAKLJUČAK

Predmet istraživanja date doktorske disertacije je razvoj multi-kriterijumske metode odlučivanja (MCDM) za prioritizaciju deponija komunalnog otpada za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu, uključujući i zdravlje ljudi. Potreba istraživanja ove doktorske disertacije pronalazi se u činjenicama da deponije komunalnog otpada predstavljaju jedan od najvažnijih elemenata upravljanja otpadom, a koje tokom aktivnog perioda predstavljaju, uslovno rečeno, neiscrpan izvor zagađenja, potencijalno vršeći negativan uticaj na praktično sve medijume životne sredine, uključujući i zdravlje ljudi. Države u razvoju, poput Republike Srbije, suočene su sa najizraženijim problemima neadekvatnog upravljanja otpadom kao rezultat ograničenog budžeta za komunalne delatnosti, nedostatka razumevanja problema i nedovoljno dostupnih podataka, zbog čega se sanacija i zatvaranje nesanitarnih deponija po pravilu vrši na nesistematski način. Vodeći se holističkim pristupom, prvo je neophodno sagledati faktore koji doprinose zagađenju životne sredine, pri čemu veliki broj nesanitarnih deponija i faktora od značaja, postupak evaluacije deponija sa aspekta uticaja na životnu sredinu predstavlja kompleksan proces, gde primena MCDM pokazuje veliki potencijal. S tim u vezi, izvršena su opsežna ispitivanja u cilju utvrđivanja uticaja pet odabranih deponija komunalnog otpada različitih karakteristika na stanje životne sredine, i na osnovu rezultata je izvršeno definisanje dve suštinski različite MCDM metode, korišćene za prioritizaciju deponija u odnosu na rizik koje oni predstavljaju sa aspekta uticaja na životnu sredinu:

- Integrisani *Full Consistency Method* (FUCOM) i *Simple Additive Weighting Method* (SAW) - SAW-FUCOM;
- Prilagođeni *Weighted Product Model* (WPM) i *Simple Additive Weighting Method* (SAW) - EVIAVE.

Vodeći se pitanjem: „Kako se performanse dva MCDM modela porede pri prioritizaciji deponija komunalnog otpada na osnovu uticaja na životnu sredinu?“, i krajnjim ciljem razvoja pouzdane i dosledne metode zasnovane na opravdano odabranim kriterijumima uticaja deponija na životnu sredinu, mogu se izvesti sledeći zaključci istraživanja sprovedenih u okviru doktorske disertacije, prethodno predočenih u poglavlju 4:

- zasnovano na ciljevima i kontekstu donošenja odluka izvršen je odabir pet deponija komunalnog otpada označenih kao G, M, Z, SM i S, koje su po svojim karakteristikama dovoljno različite za potrebe određivanja performansi korišćenih MCDM modela, sa tim da su osmotrene razlike deponija G i M dovoljno male da bi se ispitala pouzdanost multi-kriterijumske prioritizacije ovim modelima. Od pomenutih, jedino deponija Z nije prethodno imala uslove uzorkovanja podzemne vode, a za te potrebe izvršeno je postavljanje brzih, pametnih pijezometara tehnikom utiskivanja konusa, što je nadalje pružilo dobre uslove ispitivanja kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije Z;
- kako kriterijumi i pod-kriterijumi MCDM modela predstavljaju parametre po kojima se mere performanse odabranih modela u odnosu na procenu uticaja ispitivanih deponija na životnu sredinu, njihov odabir je izvršen u skladu sa ciljevima i kontekstom MCDM modela, dostupnosti relevantnih podataka u odnosu na opravdanost njihove upotrebe, mogućnostima njihove primene na veći broj deponija i opštim zahtevima MCDM. Kao

dobra merila performansi nesanitarnih deponija komunalnog otpada u AP Vojvodini odabran je 21 pod-kriterijum: Veličina deponije, Starost deponije, Vrsta otpada (koji se deponuje), Udaljenost od naseljenog mesta, Udaljenost deponije od površinske vode, Udaljenost deponije od infrastrukture, Kontrola procedne vode, Kontrola deponijskog gasa, Rizik od klizišta, Količina padavina, Rizik od poplava, Intenzitet vetrova, Seizmički rizik, Osetljivost podzemnih voda, Potencijal za generisanje deponijskog gasa, Tip zemljišta, Udaljenost od zaštićenih zona, Upotreba podzemne vode, Upotreba površinske vode, Tip površinskog vodnog tela i Upotreba zemljišta. Klasifikacija i vrednovanje ovih pod-kriterijuma u skali od 1 do 5 izvršena je na osnovu opisa pod-kriterijuma datih u poglavlju 2.3.2.1., dostupne relevantne literature i dostupnih izvora podataka, što se pokazalo vrlo korisnim za uniformno i uporedivo korišćenje SAW-FUCOM i EVIAVE modela. Najveće varijacije osnovnih vrednosti pod-kriterijuma ispitivanih deponija opažene su za „Veličina deponije“, „Udaljenost od zaštićenih zona“ i „Upotreba zemljišta“, pri čemu su dobijene vrednosti standardne devijacije u opsegu od 1,34 do 1,52. Sa druge strane, osnovne vrednosti pod-kriterijuma „Starost deponije“, „Udaljenost od infrastrukture“, „Kontrola procedne vode“, „Upotreba površinske vode“ i „Tip površinskog vodnog tela“ ne pokazuju varijacije. Varijacija vrednosti je u funkciji koristi primene datog pod-kriterijuma za određivanje performansi ispitivanih deponija. Stoga, pod-kriterijumi sa većom varijacijom osnovnih vrednosti ispitivanih deponija ukazuju na dobar odabir MCDM alternativa, dok se opravdanost primene pod-kriterijuma sa neznačajnijm varijacijama osnovnih vrednost pronalazi u činjenici da je cilj upotreba modela na veći broj nesanitarnih deponija, za koje se očekuju da će pokazivati veće ili manje varijacije osnovnih vrednosti odabranih pod-kriterijuma;

- literaturnim pregledom i prethodno sprovedenim istraživanjima ustanovljeno je da deponije komunalnog otpada najznačajniji negativan uticaj vrše na podzemnu vodu i zemljište. Shodno tome, odabrana su dodatna dva pod-kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“, čije su vrednosti određene računanjem Nemerow-og indeksa (NPI) i njegove pripadajuće klasifikacije;
- monitoring kvaliteta podzemne vode ispitivanih deponija obuhvatio je uzorkovanje podzemne vode u periodu od 2015. do 2019. godine, i analizu širokog opsega parametara, od kojih su se jedinjenja iz grupe VOC, pesticida, prioritentnih pesticida i alkil fenola pokazala nerelevantnim za procenu uticaja deponija na kvalitet podzemne vode. Dobijene visoke vrednosti standardnih devijacija ispitivanih parametara kvaliteta podzemne vode (naročito parametara pokazatelja sadržaja organske materije i nutrijenata) ukazale su na značaj monitoringa kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije tako da se obuhvati period visokog i period niskog vodostaja. Naročito visoke vrednosti nutrijenata, Fe, Mn, Cd, Ni, Cr, As i policikličnih aromatičnih ugljovodonika ($\sum\text{PAH}_{16}$) su detektovane u uzorcima podzemne vode ispitivanih deponija, čineći ove parametre dobrim indikatorom uticaja deponija, i time dobrim NPI model parametrima. Pored prethodno navedenih, za računanje NPI za podzemnu vodu korišćeni su i parametri sadržaj hlorida, Zn, Cu i Pb, jer su ovi parametri dobro poznati i prepoznati indikatori uticaja deponija ili je dokazan njihov značaj kao indikatora određivanjem Pearsonovih koeficijenata korelacije;
- kvalitet zemljišta na teritoriji ispitivanih deponija određen je monitoringom u periodu od 2016. do 2019. godine, pri čemu su, kao i u slučaju podzemne vode, takođe dobijene

visoke vrednosti standardnih devijacija ispitivanih parametara (Ni, Zn, Cd, Cr, Cu, Pb, As, Hg, Σ PAH₁₆ i mineralna ulja) potvrđujući time potrebu za analizom kvaliteta zemljišta tokom perioda visokog i niskog vodostaja. Prethodno navedeni ispitivani parametri kvaliteta zemljišta su se svi, svojim povećanim sadržajem ili korelacijom određenom Pearsonovim koeficijentom korelacije, pokazali relevantnim NPI model parametrima, i stoga će se koristiti za određivanje vrednosti istog;

- za EVIAVE model korišćen je prikladan izvor predefinisanih težinskih faktora pod-kriterijuma uticaja zagađenja sa deponije, dok je za SAW-FUCOM model korišćena FUCOM metoda definisanja težinskih faktora svih pod-kriterijuma učešćem pet donosioca odluka, eksperata iz oblasti procene i monitoringa uticaja deponija komunalnog otpada na životnu sredinu. Kroz pet nivoa FUCOM algoritma donosioci odluka su dodelili najveći značaj tehničko-tehnološkim i operativnim pod-kriterijumima deponija poput „Veličina deponije“ i „Vrsta otpada“, određujući tako prioritet izvoru zagađenja u sistemu izvor-put dospevanja-receptor, opravdavajući ovakav stav kao činjenicu da ukoliko deponija ima uspostavljene sve adekvatne mere kontrole zagađenja i samog rada, potencijal negativnog uticaja deponije svodi se na minimum, čak i slučaju lošeg pozicioniranja deponije i izražene predispozicije životne sredine zagađenju;
- opravdanost upotrebe monitoringom dobijenih rezultata kvaliteta podzemne vode i zemljišta određena je analizom odnosa stepena potrebne kompleksnosti modela u odnosu na njihovu pouzdanost tokom evaluacije ispitivanih deponija prema njihovom uticaju na životnu sredinu, definišući ujedno i dva scenarija korišćenih modela, sprovodeći tako analizu osetljivosti kroz dve izvedbe SAW-FUCOM i EVIAVE modela: integrisani (sa upotrebom monitoringom dobijenih rezultata) i probabilistički (bez upotrebe monitoringom dobijenih rezultata). Ovakav pristup pokazao se vrlo korisnim za ciljeve doktorske disertacije;
- tokom višefazne multi-kriterijumske prioritizacije dvema SAW-FUCOM izvedbama modela izvedeni su opšti i specifični zaključci. Najmanji udeo konačnoj vrednosti kriterijuma SAW-FUCOM modela imaju vrednosti „Tip površinskog vodnog tela“ i „Upotreba površinskih voda“ koji pripadaju grupi „Kriterijum živote sredine“. Najveće varijacije ponderisanih vrednosti pod-kriterijuma ispitivanih deponija opažene su za „Veličina deponije“, što označava ovaj kriterijum najrelevantnijim u pogledu merenja performansi ispitivanih alternativa. Najviše konačne vrednosti SAW-FUCOM modela dobijene su za „Tehničko-tehnološki kriterijum“, pokazujući da je najveći uticaj ispitivanih deponija izražen preko izvora zagađenja, odnosno potencijala same deponije da izvrši negativan uticaj. Vrlo male razlike vrednosti „Tehničko-tehnološkog kriterijum“ i „Kriterijum lokacije“ opažene su za ispitivane deponije primenom obe izvedbe SAW-FUCOM modela, što je ujedno i očekivano, uzimajući u obzir da se razlike ovih izvedbi modela ogledaju u uključivanju, odnosno isključivanju kriterijuma „Kvalitet podzemne vode“ i „Kvalitet zemljišta“ koji opisuju realno stanje životne sredine, i stoga utiču na vrednost „Kriterijum životne sredine“. Konačno, uopšteno izveden zaključak je da se razlike SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P modela ogledaju ponajviše u ocenama većih deponija komunalnog otpada, i to tako što probabilistička izvedba modela potcenjuje uticaj većih ispitivanih deponija u odnosu na integrisanu izvedbu;

- primenom dve EVIAVE izvedbe modela za prioritizaciju ispitivanih deponija došlo se do sledećih saznanja. Rezultati prvog nivoa EVIAVE modela, odnosno CRI vrednosti ispitivanih deponija, pokazuju da je uticaj deponija na životnu najizraženiji preko pod-kriterijuma „Vrsta otpada“, a ujedno najmanje izražen preko „Seizmički rizik“, slično kao i u slučaju SAW-FUCOM modela. Verovatnoća kontaminacije (Pbc) računata drugim nivoom EVIAVE modela pokazuje loše pozicioniranje, neadekvatno upravljanje otpadom i nedostatak osnovnih mera kontrole zagađenja na ispitivanim deponijama. Praveći ovde paralelu sa SAW-FUCOM modelom, jasno je da se primenom oba MCDM modela velik doprinos uticaju deponija na životnu sredinu daje aspektima samog rada deponije, i lokacije na kojoj je deponija smeštena. Pbc vrednosti ispitivanih deponija dobijenih EVIAVE_I izvedbom modela ukazuju na najveću verovatnoću kontaminacije elementa životne sredine „Zdravlje ljudi“. Pbc vrednosti ostalih elemenata životne sredine variraju u zavisnosti od karakteristika ispitivanih deponija, ne pokazujući specifičan trend. Najveće vrednosti deskriptora životne sredine (eV) dobijene su za element životne sredine „Zemljište“, ukazujući na najveći potencijal zagađenja ovog medijuma životne sredine. Suprotno tome, najniža eV vrednost dodeljena je elementu životne sredine „Površinska voda“ za sve ispitivane deponije u obe izvedbe modela. EVIAVE_P modelom dobijene ERI_{zemljište} vrednosti ukazuju na isti stepen uticaja deponija G, M i Z na zemljište, pri čemu je to slučaj i za vrednosti dodeljene deponijama SM i S, dok su mnogo jasnije razlike ERI_{zemljište} vrednosti iskazane kroz primenu EVIAVE_I izvedbe modela. U pogledu uticaja ispitivanih deponija na podzemne vode, ERI_{podzemna voda} vrednosti ukazuju na isti stepen uticaja deponija G i M, i vrlo sličan u slučaju deponija Z i SM za obe izvedbe EVIAVE modela. Razlike EVIAVE_I i EVIAVE_P modelom dobijene vrednosti ERI_{podzemna voda} ispitivanih deponija je približno jednaka, što znači da, iako potcenjen, uticaj ispitivanih deponija na podzemne vode izražen je jednakim razlikama intenziteta. Gotovo identične ELI vrednosti dobijene su za deponije M, Z i SM primenom obe izvedbe EVIAVE modela, a razlike ELI vrednosti ova dva oblika modela su 0,37 i 0,74 za deponije SM i S respektivno. Iako su ove razlike relativno male, vodeći se isključivo klasifikacijom ELI vrednosti, za deponiju G to znači promenu klase, i time grupisanja ove deponije prema rangiranju po uticaju na životnu sredinu. Prethodno navedeno ukazuje na potrebu za kritičkim posmatranjem dobijenih ELI vrednosti u odnosu na oslanjanje isključivo na klasifikaciju;
- analizom osetljivosti multi-kriterijumske prioritizacije ispitivanih deponija, i jednostavnim poređenjem dobijenih ocena deponija izvedeni su konačni zaključci ove doktorske disertacije. Sve konačne ocene deponije S ukazuju na najveći prioritet u odnosu na ostale ispitivane deponije, što čini deponiju S jedinu jednako rangiranu primenom oba MCDM modela. Rezultati SAW-FUCOM i EVIAVE rangiranja pokazuju najveće razlike za deponije Z i SM, pri čemu je deponija SM rangirana kao druga po prioritetu za sanaciju i/ili zatvaranje SAW-FUCOM modelom, dok je EVIAVE modelom rangirana kao treća (i obrnuto za deponiju Z). Različito rangiranje ovih deponija rezultat je drugačijeg pristupa korišćenja pod-kriterijuma MCDM modela, naročito u domenu uticaja na zemljište. Prethodno može ukazati na osetljivost modela, ali i na kompleksnost uticaja ispitivanih deponija na zemljište. Generalno veće ocene ispitivanih deponija dobijene su SAW-FUCOM modelom, što ukazuje na različitost primenjenih MCDM modela i njihovog ophođenja prema vrednostima

odabranih pod-kriterijuma. Razlike ocena ispitivanih deponija SAW-FUCOM_I i SAW-FUCOM_P modela pokazuju veće varijacije u sprezi sa kompleksnošću deponije, dok su razlike ocena dobijene EVIAVE_I i EVIAVE_P modela u funkciji različitosti uticaja deponija na zemljište. Uopšteno posmatrano, obe izvedbe SAW-FUCOM modela daju jednake zaključke u pogledu prioriteta ispitivanih deponija za sanaciju i/ili zatvaranje, što nije slučaj za EVIAVE model. U tom smislu, SAW-FUCOM model pokazuje manju osetljivost, i time veću pouzdanost njegove primene.

Naposletku, vodeći se prethodno navedenim, moguće je izvesti uopšten zaključak, da primenom i analizom osetljivosti primenjenih MCDM modela, SAW-FUCOM pokazuje nešto veću prednost u pogledu pouzdanosti i doslednosti multi-kriterijumske prioritizacije ispitivanih deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu njihovog uticaja na životnu sredinu. Posredstvom dva scenarija, odnosno dve izvedbe (integrisane i probabilističke) izvedbe SAW-FUCOM modela formirane su liste prioriteta ispitivanih deponija koje jednako rangiraju ove deponije. Detaljnom analizom dobijenih ocena ispitivanih deponija zaključuje se da integrisanje rezultata monitoringa kvaliteta podzemne vode i zemljišta pod uticajem deponije ne pravi suštinske razlike u ocenjivanju deponija, ne iskazujući dovoljno opravdanosti, odnosno neophodnosti uključivanja ovako dobijenih podataka. Uzimajući u obzir prethodno, mišljenja sam da je doprinos integrisanja realnih podataka ipak donekle opravdan u slučaju većih deponija komunalnog otpada, koje su po pravilu po svojim karakteristikama kompleksnije, ali ne dovoljno opravdan da bi ovakav pristup bio nešto više od samo preporuke. U duhu pravila multi-kriterijumskog odlučivanja važno je ovde podsetiti na granice i okvir predočenih MCDM modela, i time ukazati na trenutnu i potencijalnu potrebu dodatnih istraživanja uspostavljanjem monitoringa kvaliteta podzemnih voda i zemljišta na deponijama različitijih karakteristika, uzimanjem u obzir i nove polutante od interesa.

Na osnovu liste prioriteta za sanaciju deponija komunalnog otpada formirane SAW-FUCOM modelom stvoriće se preduslovi za bolje planiranje i obezbeđivanje potrebnih sredstava za aktivnosti sanacije i/ili zatvaranja, istovremeno pomažući nadležnim institucijama i komunalnim preduzećima da vrše dobro osnovane odluke o prioritizaciji deponija na osnovu uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Vodeći se generalnim pravilom da ne postoji idealan MCDM model, jasno je da je potrebno uložiti još mnogo truda na ovom polju, u smislu primene ovom doktorskom disertacijom razvijenog modela na prioritizaciju većeg broja nesanitarnih deponija sa ciljem njihove sanacije i/ili zatvaranja. U ovom iscrpnom procesu sasvim je očekivano ukazivanje dodatnih potreba unapređenja SAW-FUCOM modela, gde je potrebno dodatno istaći prednost jednostavne adaptacije ovog modela osnovano novim saznanjima iz ove oblasti.

6. LITERATURA

1. Aatamila, M., Verkasalo, P.K., Korhonen, M.J., Suominen, A.L., Hirvonen, M.R., Viluksela, M.K. (2011) Odour annoyance and physical symptoms among residents living near waste treatment centers. *Environ. Res.*, 111(1), 164-170.
2. Abdel-Shafy, H., Mansour, M.S.M. (2018) Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. *Egyptian Journal of Petroleum*, 27, 1275-1290.
3. Abdelwaheb, A., Moncef, Z., Hamed, B.D. (2012) Landfill Leachate Generation and Its Impact on Water at an Urban Landfill (Jebel Chakir, Tunisia). *Hydrology Current Research*, 3, 128.
4. Abdolkhaninezhad, T., Monavari, M., Khorasani, N., Robati, M., Farsad, F. (2022) Analysis Indicators of Health-Safety in the Risk Assessment of Landfill with the Combined Method of Fuzzy Multi-Criteria Decision Making and Bow Tie Model. *Sustainability*, 14, 15465.
5. Aber, J.S., Marzloff, I., Ries, J.B., Aber, S.E.W. (2019) Small-Format Aerial Photography and UAS Imagery. Chapter 16: Vegetation, Soil, and Soil Erosion, 291–305. ISBN: 9780128129432.
6. Abiriga, D., Vestgarden, L.S., Klempe, H. (2020) Groundwater contamination from a municipal landfill: Effect of age, landfill closure, and season on groundwater chemistry. *Science of The Total Environment*, 737, 140307.
7. Abu-Rukah, Y., Abu-Aljarayesh, I. (2002) Thermodynamic assessment in heavy metal migration at El-Akader landfill site, North Jordan. *Waste Management*, 22(7), 727-738.
8. Adamcová, D., Radziemska, M., Ridošková, A., Bartoň, S., Pelcová, P., Elbl, J., Kynický, J., Brtnický, M., Vaverková, M.D. (2017) Environmental assessment of the effects of a municipal landfill on the content and distribution of heavy metals in *Tanacetum vulgare* L. *Chemosphere*, 185, 1011-1018.
9. Adamcová, D., Vaverková, M.D., Barton, S., Havlíček, Z., Broušková, E. (2016) Soil contamination in landfills: a case study of a landfill in Czech Republic. *Solid Earth*, 7, 239-247.
10. Adedosu, T.A., Adeniyi, O.K., Adedosu, H.O. (2015) Distribution, Sources and Toxicity Potentials of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil Around the Vicinity of Balogun-Birro Dumpsite of Oshogbo, Nigeria. *Malaysian Journal of Analytical Sciences*, 19(3), 639-648.
11. Adelopo, A.O., Haris, P.I., Alo, B.I., Huddersman, K., Jenkins, R.O. (2018) Multivariate analysis of the effects of age, particle size and landfill depth on heavy metals pollution content of closed and active landfill precursors. *Waste Management*, 78, 227-237.
12. Aderemi, A., Oriaku, A.V., Adewumi, G.A., Otitolaju, A. (2011) Assessment of Groundwater Contamination by Leachate near a Municipal Solid Waste Landfill. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 5, 78-84.
13. Afzali, A., Sabri, S., Rashid, M., Mohammad Vali Samani, J., Ludin, A.N.M. (2014) Inter-municipal landfill site selection using analytic network process. *Water Resour. Manag.*, 28, 2179-2194.

14. Aharoni, I., Dahan, O., Siebner, H. (2022) Continuous monitoring of dissolved inorganic nitrogen (DIN) transformations along the waste-vadose zone - groundwater path of an uncontrolled landfill, using multiple N-species isotopic analysis. *Water Research*, 219, 118508.
15. Akinbile, C.O. (2012) Environmental Impact of Landfill on Groundwater Quality and Agricultural Soils in Nigeria. *Soil & Water Res.*, 7, 18–26.
16. Alkassasbeh, J.Y.M., Heng, L.Y., Surif, S. (2009) Toxicity testing and the effect of landfill leachate in Malaysia on behavior of common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758; Pisces, Cyprinidae). *American Journal of Environmental Sciences*, 5(3), 209-217.
17. Al-Khersan, E.H., Ali, S.M., Al-Yasi, A.I. (2022) Environmental geophysical study for ideal locations of landfill within Iraqi Southern Desert. *Journal of Applied Geophysics*, 204, 104678.
18. Alves, M.C., Lima, B.S., Evsukoff, A.G., Vieira, I.N. (2009) Developing a fuzzy decision support system to determine the location of a landfill site. *Waste Manag. Res.*, 27, 641-651.
19. Al-Yaqout, A.F., Hamoda, M. (2003) Evaluation of landfill leachate in arid climate - A case study. *Environment International*, 29(5), 593-600.
20. Amano, K.O.A., Denso-Boateng, E., Adom, E., Nkansah, D.K., Amoamah, E.S., Appiah-Danquah, E. (2020) Effect of waste landfill site on surface and ground water drinking quality. *Water and Environment Journal*, 35, (2), 715-729.
21. Ančić, M., Huđek, A., Rihtarić, I., Cazar, M., Bačun-Družina, V., Kopjar, N., Durgo, K. (2020) Physico chemical properties and toxicological effect of landfill groundwaters and leachates. *Chemosphere*, 238, 124574.
22. Andersson, C., Stage, J. (2018) Direct and indirect effects of waste management policies on household waste behaviour: The case of Sweden. *Waste Management*, 76, 19-27.
23. Andreottola, G., Cannas, P., Cossu, R. (1990) Overview on landfill leachate quality. Caligary, Italy, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre.
24. Andriani, D., Atmaja, T. (2019) The potentials of landfill gas production: a review on municipal solid waste management in Indonesia. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 21, 1572-1586.
25. Araya, M.N. (2018) A Review of Effective Waste Management from an EU, National, and Local Perspective and Its Influence: The Management of Biowaste and Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste. *Journal of Environmental Protectio*, 9(6), 652-670.
26. Arbel, A. (1989). Approximate articulation of preference and priority derivation. *European J. Operate. Res.* 43, 317–326.
27. Arkoc, O., (2013) Municipal solid waste landfill site selection using geographical information systems: a case study from Çorlu, Turkey. *Arab. J. Geosci.*, 7, 4975-4985.
28. Arrieta, G., Requena, I., Toro, J., Zamorano, M. (2016) Adaptation of EVIAVE methodology for monitoring and follow-up when evaluating the environmental impact of landfills. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 168-179.
29. Aryampa, S., Maheshwari, B., Zamorano, M., Sabiiti, E.N., Olobo, C., Bateganya, N.L. (2021) Adaptation of EVIAVE methodology to landfill environmental impact assessment in Uganda – A case study of Kiteezi landfill. *Journal of African Earth Sciences*, 183, 104310.

30. Ashby, M.F. (2024) *Materials and Sustainable Development (Second Edition)*. Chapter 10 - Circular Materials Economics, 255-295. ISBN: 9780323983617.
31. Ashmore, M. (2017) Air Pollution. Reference Module in Life Sciences, *Encyclopedia of Biodiversity*, Pages 136-147. ISBN: 978-0-12-226865-6.
32. Asomaku, S.O. (2023) Quality assessment of groundwater sourced from nearby abandoned landfills from Industrial City in Nigeria: Water pollution indices approach. *HydroResearch*, 6, 130-137.
33. Aurinko, H. (2015) Risk assessment of modern landfill structures in Finland, *Acta Universitatis Lappeenrantaensis* 657, Dissertation, Lappeenranta University of Technology.
34. Avelino, C., Monteiro, C., Teixeira, C., Ferreira, F. (2019) Environmental and administrative EVIAVE-based approach for landfill siting. *Waste Manag Res.*, 37(9), 941-950.
35. Aydi, A., Abichou, T., Zairi, M., Sdiri, A. (2015) Assessment of electrical generation potential and viability of gas collection from fugitive emissions in a Tunisian landfill. *Energy Strategy Reviews*, 8, 8-14.
36. Azzabi, L., Azzabi, D., Kobi, A. (2020) *The Multi-Criteria Approach for Decision Support, An Introduction with Practical Applications*. Chapter 1: The Multi-Criteria Approach Decision, 1-24. Springer Nature Switzerland AG 2020. ISBN: 978-3-030-57262-4.
37. Babić, V. (2008) Klimatske karakteristike Sremskog šumskog područja. *Šumarstvo*, 4, 99-108.
38. Babu Sivakumar, G.L., Reddy, K.R., Chouksey, S.K. (2011) Parametric study of MSW landfill settlement model. *Waste Manage.*, 31(6), 1222–1231.
39. Badi, I., Kredish, M. (2020) Landfill site selection using a novel FUCOM-CODAS model: a case study in Libya. *Scientific African*, 9, e00537.
40. Baghanam, A.H., Nourani, V., Aslani, H., Taghipour, H. (2020) Spatiotemporal variation of water pollution near landfill site: Application of clustering methods to assess the admissibility of LWPI. *Journal of Hydrology*, 591, 125581.
41. Bahrani, S., Ebadi, T., Ehsani, H., Yousefi, H., Maknoon, R. (2016) Modeling landfill site selection by multi-criteria decision making and fuzzy functions in GIS, case study: Shabestar, Iran. *Environ. Earth Sci.*, 75, 337.
42. Baidya, R., Debnath, B., De, D., Ghosh, S.K. (2016) Sustainability of modern scientific waste compacting stations in the city of Kolkata. *Procedia Environmental Sciences*, 31, 520-529.
43. Baralla, G., Pinna, A., Tonelli, R., Marchesi, M. (2023) Waste management: A comprehensive state of the art about the rise of blockchain technology. *Computers in Industry*, 145, 103812.
44. Barbieri, B., Sappa, G., Vitale, S., Parisse, B., Battistel, M. (2014) Soil control of trace metals concentrations in landfills: a case study of the largest landfill in Europe, Malagrotta, Rome. *Journal of Geochemical Exploration*, 143, 146-154.
45. Baskar, C., Ramakrishn, S., Baskar, S., Sharma, R., Chinnappan, A., Sehrawat, R. (2022) *Handbook of Solid Waste Management - Sustainability through Circular Economy*. Part I

- Solid Waste Management, Municipal Solid Waste Management, and Food Waste Management, 1-441. Springer Nature Singapore Pte Ltd. ISBN: 978-981-16-4229-6.
46. Baun, A., Reitzel, L.A., Ledin, A., Christensen, T.H., Bjerg, P.L. (2003) Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). *J Contam Hydrol*, 65(3-4), 269– 291
 47. Beinabaj, S.M.H., Heydariyan, H., Aleii, H.M., Hosseinzadeh, A. (2023) Concentration of heavy metals in leachate, soil, and plants in Tehran’s landfill: Investigation of the effect of landfill age on the intensity of pollution. *Heliyon*, 9(1), e13017.
 48. Beroza, G.C., Kanamori, H. (2015) Earthquake Seismology: An Introduction and Overview, Chapter 4 In: Treatise on Geophysics (Second Edition). Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, 4, 1-50.
 49. Bharti, K., Katyal, D. (2011) Water quality indices used for surface water vulnerability assessment. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(1), 154-173.
 50. Bjerg, P.L., Tuxen, N., Reitzel, L.A., Albrechtsen, H.J., Kjeldsen, P. (2011) Natural attenuation processes in landfill leachate plumes at three Danish sites. *Groundwater*, 49(5), 688-705.
 51. Blanco, H., Lal, R. (2008) Principles of Soil Conservation and Management. Springer Science & Business Media B.V. ISBN: 978-1-4020-8709-7.
 52. Boghici, R. (2003) A Field Manual for Groundwater Sampling. Texas Water Development Board.
 53. Boningari, T., Smirniotis, P.G. (2016) Impact of nitrogen oxides on the environment and human health: Mn-based materials for the NO_x abatement. *Curr. Opin. Chem. Eng.*, 13, 133-141.
 54. Borgonovo, E., Plischke, E. (2016) Sensitivity analysis: A review of recent advances. *European Journal of Operational Research*, 248(3), 869-887.
 55. Börjesson, G., Svensson, B.H. (1997) Seasonal and diurnal methane emissions from a landfill and their regulation by methane oxidation. *Waste Management & Research*, 15, 33-54.
 56. Boumans, R.J.M.M., Schop, M., Bracke, M.B.M., de Boer, I.J.M., Gerrits, W.J.J., Bokkers, E.A.M. (2022) Feeding food losses and waste to pigs and poultry: Implications for feed quality and production. *Journal of Cleaner Production*, 378, 134623.
 57. Bouzayani, F., Aydi, A., Abichou, T. (2014) Soil contamination by heavy metals in landfills: measurements from an unlined leachate storage basin. *Environ Monit Assess.*, 186(8), 5033-5040.
 58. Böyükaslana, A., Ecer, F. (2021) Determination of drivers for investing in cryptocurrencies through a fuzzy full consistency method-Bonferroni (FUCOM-F’B) framework. *Technology in Society*, 67, 101745.
 59. Brahim, F.B., Boughariou, E. Bouri, S. (2021) Multicriteria-analysis of deep groundwater quality using WQI and fuzzy logic tool in GIS: A case study of Kebilli region, SW Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, 180, 104224.
 60. BREF (2019) Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration. JRC Science for Policy Report, Industrial Emission Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). EUR 29971 EN. ISBN: 978-92-76-12993-6.

61. Brennan, R.R., Healy, M.G., Morrison, L., Hynes, S., Norton, D., Clifford, E. (2016) Management of landfill leachate: the legacy of European Union directives. *Waste Manag.* 55, 355–363.
62. Bryant, E. (1997) Climatic processes. In *Climate Process and Change* (pp. 17-32). Cambridge: Cambridge University Press. ISBN: 9781139166751.
63. Burns (2005) Sedimentary Processes: Landslides. *Encyclopedia of Geology*, 687-692. Elsevier Ltd. ISBN: 978-0-12-369396-9.
64. Cachada, A., Rocha-Santos, T., Duarte, A.C. (2018) Soil and Pollution. *Soil Pollution*, 1–28. doi:10.1016/b978-0-12-849873-6.00001-7.
65. Calvo, F. (2003) Metodología de diagnóstico y caracterización ambiental de vertederos de residuos urbanos para su control, cierre, sellado y inserción al medio. Doctoral thesis, University of Grenada.
66. Calvo, F., Moreno, B., Zamorano, M., Szanto, M. (2005) Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills. *Waste Management*, 25, 768–779.
67. Campos, J.A., Aires, U.R.V., da Silva, D.D., Calijuri, M.L. (2019) Environmental fragility and vegetation cover dynamics in the Lapa Grande State Park, MG, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 91(2), e20170940.
68. Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQGs): <https://ccme.ca/en/summary-table>.
69. Canziani, R., Cossu, R. (2012) Landfill hydrology and leachate production. In: *Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact*, p 185.
70. Carpentieri, M., Corti, A., Zipoli, L. (2004) Wind tunnel experiments of tracer dispersion downwind from a small-scale physical model of a landfill. *Environmental Modelling & Software*, 19(10), 881–885.
71. CDF, 2019. Code of Federal Regulations, Title 40: Protection of Environment, Parts 190 to 259. Published by Office of the Federal Register National Archives and Records Administration as a Special Edition of the Federal Register. 258.13 Fault areas, p 507.
72. Cegan, J.C., Filion, A.M., Keisler, J.M., Linkov, I. (2017) Trends and Applications of Multi-criteria Decision Analysis in Environmental Sciences: Literature Review. *Environment Systems and Decisions*, 37, 123-133.
73. Chabuk, A., Al-Ansari, N., Hussain, H.M., Knutsson, S., Pusch, R. (2016) Landfill site selection using geographic information system and analytical hierarchy process: a case study Al-Hillah Qadhaa, Babylon, Iraq. *Waste Manag. Res.*, 34, 427-437.
74. Chan, G.Y., Chu, L.M., Wong, M.H. (2002) Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. *Environ Pollut.* 118(3), 393-399.
75. Chandra, S., Ganguly, R. (2023) Assessment of landfill gases by LandGEM and energy recovery potential from municipal solid waste of Kanpur city, India. *Heliyon*, 9(4), e15187.
76. Charnpratheep, K., Zhou, Q., Garner, B. (1997) Preliminary landfill site screening using fuzzy geographical information systems. *Waste Manag. Res.*, 15, 197-215.
77. Chen, C., Greene, N. (2003) Is landfill gas green energy? Chapter 1: An Overview of Landfills and Landfill-Gas, 1-6. The Natural Resources Defense Council (NRDC).
78. Chen, W.Y., Kao, J.J. (2008) Air Pollution Directional Risk Assessment for Siting a Landfill. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 12, 1539-1545.

79. Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (2005) Landfilling of waste: leachate. CRC Press.
80. Chung, W., Jung, S., Chang, S. (2019) The Influence of Waste Composition on Landfill Gas Generation in a Pilot-Scale Lysimeter. *Appl. Sci.*, 9, 4677.
81. Churchman, C.W., Ackoff, R.L. (1954) An approximate measure of value. *Journal of Operations Research Society of America*, 2(1), 72-87.
82. Cline, C., Anshassi, M., Laux, S. (2020) Characterizing municipal solid waste component densities for use in landfill air space estimates. *Waste Management & Research*, 38(6), 673-679.
83. Coelho, L.M.G., Lange, L.C., Coelho, H.M.G. (2017) Multi-criteria decision making to support waste management: A critical review of current practices and methods. *Waste Management & Research*, 35(1), 3-28.
84. Collivignarelli, C., Baldi, M., Bertanza, G., Bina, S., Conti, F. (1997) Characterisation of waste from landfill mining: case studies. Proceedings Sardinia 97, sixth international landfill symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.
85. Comoss, E.J., Kelly, D.A., Leslie, H.Z. (2008) Erosion. Encyclopedia of Ecology, 286–291. Elsevier B.V. ISBN: 978-0-08-045405-4.
86. Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M. (2011) Evaluation of Fenton and ozone based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. *J. Environ. Manag.*, 92(3), 749-755.
87. Cossu, R. (2010) Technical evolution of landfilling. *Waste Management*, 30(6), 947-948.
88. Costa, A.M., Alfaia, R.G.S.M.A., Campos, J.C. (2019) Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, 232, 110-116.
89. Cotman, M., Gotvajn, A.Z. (2010) Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate. *J. Hazard. Mater.*, 178, 298-305.
90. Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste.
91. Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption.
92. Critto, A., Carlon, C., Marcomini, A. (2003). Characterization of contaminated soil and groundwater surrounding an illegal landfill (S. Giuliano, Venice, Italy) by principal component analysis and kriging. *Environmental Pollution*, 122(2), 235-244.
93. Cudjoe, D., Han, M.S. (2021) Economic feasibility and environmental impact analysis of landfill gas to energy technology in African urban areas. *Journal of Cleaner Production*, 284, 125437.
94. Cui, J., Jin, Z., Wang, Y., Gao, S., Fu, Z., Yang, Y., Wang, Y. (2021) Mechanism of eutrophication process during algal decomposition at the water/sediment interface. *Journal of Cleaner Production*, 309, 127175.
95. Culhane, T., Carter, C., Safioles, S., Shanley, P. (2012) Guidance for Groundwater Monitoring at Landfills and Other Facilities Regulated Under Chapters 173-304, 173-306, 173-350, and 173-351 WAC, Department of Ecology, Washington State.
96. Čemalović, U. (2016) Harmonisation of Serbian national legal system with European Union Acquis - The case of environment. *Economics of Agriculture*, 3, 891-904.
97. Dąbrowska, D., Witkowski, A.J. (2022) Groundwater and Human Health Risk Assessment in the Vicinity of a Municipal Waste Landfill in Tychy, Poland. *Appl. Sci.*, 12(24), 12898.

98. Dahiya, R.P.P., Chandra, A., Mor, S., Ravindra, K. (2006) Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environ. Monit. Assess.*, 118(1-3), 435-456.
99. Damgaard, C. (2014) Estimating mean plant cover from different types of cover data: a coherent statistical framework. *Ecosphere*, 5(2), 20.
100. Daria, M., Elbl, J., Koda, E., Adamcov, D. (2020) Chemical Composition and Hazardous Effects of Leachate from the Active Municipal Solid Waste Landfill Surrounded by Farmlands Sustainability Chemical Composition and Hazardous Effects of Leachate from the Active Municipal Solid Waste Landfill Surrounded. *Sustainability*, 12(11), 4531.
101. De Feo, G., De Gisi, S., Williams, I.D. (2013) Public perception of odor and environmental pollution attributed to MSW treatment and disposal facilities: a case study. *Waste Management*, 33(4), 974–987.
102. de Godoy Leme, M.A., Miguel, M.G. (2018) Permeability and retention to water and leachate of a compacted soil used as liner. *Water Air Soil Pollut.*, 229(11), 374.
103. de Schueler, A.S., Mahler, C.F. (2011) Classification Method of Urban Solid Waste Disposal Sites. *Journal of Environmental Protection*, 2, 473-481.
104. DeLemos, J.L., Bostick, B.C., Renshaw, C.E., Stürup, S, Feng, X. (2006) Landfill-stimulated iron reduction and arsenic release at the Coakley Superfund Site (NH). *Environ. Sci. Technol.*, 40(1), 67-73.
105. Delkash, M., Zhou, B., Han, B., Chow, F.K., Rella, C.W., Imhoff, P.T. (2016) Short-term landfill methane emissions dependency on wind. *Waste Management*, 55, 288–298.
106. Demesouka, O.E., Anagnostopoulos, K.P., Siskos, E. (2019) Spatial multicriteria decision support for robust land-use suitability: The case of landfill site selection in Northeastern Greece. *European Journal of Operational Research*, 272, 574-586.
107. Directive (EU) 2018/852 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018, amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste.
108. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
109. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration.
110. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.
111. Djokanović, S., Abolmasov, B., Jevremović, D. (2016) GIS application for landfill site selection: a case study in Pančevo, Serbia. *Bull. Eng. Geol. Environ.*, 75, 1273-1299.
112. Doerfliger, N., Jeannin, P.Y., Zwahlen, F. (1999) Water vulnerability assessment in karst environments: A new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method). *Environ Geol*, 39, 165-176.
113. Dolk, H., Vrijheid, M., Armstrong, B., Abramsky, L., Bianchi, F., Garne, E. (1998) Risk of congenital anomalies near hazardous-waste landfill sites in Europe: the EUROHAZCON study. *Lancet*, 352(9126), 423–427.
114. Dolui, S., Sarkar, S. (2021) Identifying potential landfill sites using multicriteria evaluation modeling and GIS techniques for Kharagpur city of West Bengal, India. *Environmental Challenges*, 5, 100243.

115. Donevska, K.R., Gorsevski, P.V., Jovanovski, M., Peševski, I. (2012). Regional non-hazardous landfill site selection by integrating fuzzy logic, AHP and geographic information systems. *Environ. Earth Sci.*, 67, 121-131.
116. Doumpos, M., Figueira, J.R., Greco, S., Zopounidis, C. (2019) New Perspectives in Multiple Criteria Decision Making. Part I: Basic Notions and Methods, 3-230. Springer Nature Switzerland AG 2019. ISBN: ISBN 978-3-030-11482-4.
117. Du, C., Li, Z. (2023) Contamination and health risks of heavy metals in the soil of a historical landfill in northern China. *Chemosphere*, 313, 137349.
118. Duquennoi, C., Martinez, J. (2022) European Union's policymaking on sustainable waste management and circularity in agroecosystems: The potential for innovative interactions between science and decision-making. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 6, <https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.937802>.
119. Đurišić, Ž., Bubnjević, M., Mikičić, D., Rajaković, N. (2007) Wind Atlas of Vojvodina, Serbia. European Wind Energy Conference – EWEC 2007, Milano, 7-10. May 2007.
120. EAP Task Force (2007) Proposed system of surface water quality standards for Moldova: Technical Report. Report prepared by Paul Buijs (The Netherlands) and Carmen Toader (Romania).
121. Effat, H.A., Hegazy, M.N. (2012). Mapping potential landfill sites for North Sinai cities using spatial multicriteria evaluation. *Egypt. J. Remote Sens. Space Sci.* 15, 125-133.
122. Ekpete, O.A., Etori, O.S., Wa, I. (2019) Concentrations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Selected Dumpsites Within Port Harcourt Metropolis, Rivers State, Niger Delta, Nigeria. *IJESNR*, 21(4), 111-116.
123. El Fadili, H., Ali, M.B., El Mahi, M., Cooray, A.T., Lotfi, E.M. (2022) A comprehensive health risk assessment and groundwater quality for irrigation and drinking purposes around municipal solid waste sanitary landfill: A case study in Morocco. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 18, 100698.
124. Elliott, P., Richardson, S., Abellan, J.J., Thomson, A., de Hoogh, C., Jarup, L. (2009) Geographic density of landfill sites and risk of congenital anomalies in England. *Occup. Environ. Med.*, 66(2), 81–89.
125. El-Salam, M.M.A., Abu-Zuid, G.I. (2015) Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of Advanced Research*, 6(4), 579-586.
126. Emenike, C.U., Fauzaih, S.H., Agamuthu, P. (2011) Characterization of active landfill leachate and associated impacts on Edible fish (*Oreochromis Mossambicus*). *Malays. J. Sci.*, 30(2), 99-104.
127. EN 1998-1:2004, Eurocode 8: Design of structures for earthquake resistance. General rules, seismic actions and rules for buildings.
128. EPA (1993) Solid waste disposal facility criteria, Technical Manual. United States Environmental Protection Agency, Solid Waste and Emergency Response (5305), EPA530-R-93-017.
129. EPA (1995) Manual, ground-water and leachate treatment systems. EPA/625/R-94/005, 119.
130. EPA (2003) Criteria for Classification of Solid Waste Disposal Facilities and Practices and Criteria for Municipal Solid Waste Landfills: Disposal of Residential Lead-Based Paint Waste. 68 FR 36487.

131. EPA (2016) Evaluation of Persistence of Viruses in Landfill Leachate. National Homeland Security Research Center, Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency. Task Order 0002 of Contract No. EP-C-15-002 with Battelle Memorial Institute.
132. EPA (2018) Environmental management of landfill facilities, Solid waste disposal. Environmental Protection Authority, Adelaide SA 5001. ISBN 978-1-921125-34-8.
133. EPA (2023) Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2021. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 430-R-23-002.
134. Ersoy, H., Bulut, F. (2009) Spatial and multi-criteria decision analysis-based methodology for landfill site selection in growing urban regions. *Waste Manag. Res.*, 27, 489-500.
135. EURELCO (2018) Data launched on the landfill situation in the EU-28. <https://eurelco.org/2018/09/30/data-launched-on-the-landfill-situation-in-the-eu-28/>
136. European Commission (2022) Commission staff working document, Serbia 2022 Report. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels, SWD (2022), 338 final.
137. European Environmental Agency (1999) Groundwater quality and quantity in Europe. EEA, Copenhagen, 1999.
138. Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L. (2001) Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution*, 114, 313-324.
139. Feng, S.J., Chang, J.Y. (2023) Seismic analysis of landfill using advanced numerical approach considering material and contact nonlinearity. *Engineering Geology*, 312, 106955.
140. Fernández, D.S., Puchulu, M.E., Georgieff, S.M. (2014) Identification and assessment of water pollution as a consequence of a leachate plume migration from a municipal landfill site (Tucumán, Argentina). *Environ Geochem Health*, 36, 489-503.
141. Ferronato, N., Torretta, V. (2019) Waste Mismanagement in Developing Countries: A Review of Global Issues. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 16(6), 1060.
142. Ford, R.G., Acree, S.D., Lien, B.K., Scheckel, K.G., Luxton, T.P., Ross, R.R., Williams, A.G., Clark, P. (2011) Delineating landfill leachate discharge to an arsenic contaminated waterway. *Chemosphere*, 85(9), 1525-1537.
143. Fougou, A., Djorfi, S., Haied, N., Kechiched, R., Azlaoui, M., Hani, A. (2017) Water pollution diagnosis and risk assessment of Wadi Zied plain aquifer caused by the leachates of Annaba landfill (N-E Algeria). *Energy Procedia*, 119, 393-406.
144. Franek, J., Kresta, A. (2014) Judgment scales and consistency measure in AHP. *Enterprise and the Competitive Environment 2014 conference, ECE 2014*, 164-173.
145. French, S. (2023) Reflections on 50 years of MCDM: Issues and future research needs. *EURO Journal on Decision Processes*, 11, 100030.
146. Gadzała-Kopciuch, R., Berecka, B., Bartoszewicz, J., Buszewski, B. (2004) Some Considerations About Bioindicators in Environmental Monitoring. *Pol. J. Environ. Stud.*, 13(5), 453-462.
147. Gamar, A., Zair, T., El Kabriti, M., El Hilali, F. (2018) Study of the impact of the wild dump leachates of the region of El Hajeb (Morocco) on the physicochemical quality of the adjacent water table. *Karbala International Journal of Modern Science*, 4(4), 382-392.

148. Gandolla, M., Gabner, E., Leoni, R. (1979) Stability problems with compacted landfills: the example of Sarajevo. *ISWA J.*, 75-80.
149. Gao, Y., Yin, Y., Li, B., He, K., Wang, X. (2019) Post-failure behavior analysis of the Shenzhen “12.20” CDW landfill landslide. *Waste Management*, 83, 171-183.
150. Ge, S., Gorelick, S.M. (2019) Groundwater and Surface Water. Encyclopedia of Atmospheric Sciences, Second Edition, Volume 3. Elsevier, Academic Press. ISBN: 978-0-12-382225-3.
151. Gharibreza, M., Raj, J.K., Yusoff, I., Ashraf, M.A., Othman, Z., Tahir, W.Z.W.M. (2013) An evaluation of bera lake (tasek bera) sediment contamination using sediment quality guidelines. *Journal of Chemistry*, 2013, 1-13.
152. Ghasemzade, R., Pazoki, M. (2017) Estimation and modeling of gas emissions in municipal landfill (Case study: Landfill of Jiroft City). *Pollution*, 3(4), 689-700.
153. Glysson, E.A. (2004) Solid Waste, Chapter 8: Standard Handbook of Environmental Engineering, Second Edition. The McGraw-Hill Companies, Inc.
154. Goldscheider, N., Klute, M., Sturm, S., Hötzl, H. (2000) The PI method – A GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers. *Z Angew Geol* 46, 157-166.
155. Gollapalli, M., Kota, S.H. (2018) Methane emissions from a landfill in north-east India: Performance of various landfill gas emission models. *Environmental Pollution*, 234, 174-180.
156. Gorsevski, P.V., Donevska, K.R., Mitrovski, C.D., Frizado, J.P. (2012) Integrating multi-criteria evaluation techniques with geographic information systems for landfill site selection: a case study using ordered weighted average. *Waste Manag.*, 32, 287-296.
157. Gosar, A., Sovinc, A., Filipović, D., Jovičić, D., Đurđić, S., Pavlović, S., Koderman, M., Lipej, L., Kerma, S., Belij, M., Podmenik, D., Sevšek, M., Slavič, I.P. (2017) Tourism in protected areas of nature in Serbia and Slovenia. Published by University of Belgrade - Faculty of Geography. ISBN: 978-86-6283-053-1.
158. Guzzetti, F., Gariano, S.L., Peruccacci, S., Brunetti, M.T., Marchesini, I., Rossi, M., Melillo, M. (2020) Geographical landslide early warning systems. *Earth-Science Reviews*, 200, 102973.
159. Gwisai, R.D., Areola, O.O., Segosebe, E.M. (2019) Physico-Chemical Analysis in Surface Waters around the Closed Gaborone Sanitary Landfill in Botswana. *Environment and Ecology Research*, 7(4), 220-238.
160. Gworek, B., Dmuchowski, W., Koda, E., Marecka, M., Baczewska, A.H., Bragoszewska, P., Sieczka, A., Osiński, P. (2016) Impact of the municipal solid waste Lubna landfill on environmental pollution by heavy metals. *Water*, 8(10), 470.
161. Hakanson, L. (1980) An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Res.*, 14, 975-1001.
162. Han, Z., Ma, H., Shi, G., He, L., Wei, L., Shi, Q. (2016) A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. *Science of the Total Environment*, 569-570, 1255-1264.
163. Han, Z.Y., Mu, X., Guo, L., Cheng, C. (2015) Pollutant identification and quality assessment of groundwater near municipal solid waste landfills in China. *China Environ. Sci.*, 35, 2843-2852.

164. Hanson, J.L., Yesiller, N., Von Stockhausen, S., Wong, W.W. (2010) Compaction Characteristics of Municipal Solid Waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 136, 1095-1102.
165. Hasse, L. (2003) Beaufort Wind Scale. Volume 1, Basic Atmospheric Structures and Concepts, In Encyclopedia of Atmospheric Sciences, Second Edition. Academic Press, Imprint of Elsevier. ISBN 978-0-12-382225-3.
166. Heaney, C.D., Wing, S., Campbell, R.L., Caldwell, D., Hopkins, B., Richardson, D. (2011) Relation between malodor, ambient hydrogen sulfide, and health in a community bordering a landfill. *Environ. Res.*, 111(6), 847–852.
167. Hemond, H.F., Fechner, E.J. (2015) Chemical Fate and Transport in the Environment. Chapter 2: Surface Waters, 75–218. ISBN: 978-0-12-398256-8.
168. Hogland, W., Marques, M., Nimmermark, S. (2004) Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas. *J Mater Cycles Waste Manag*, 6, 119-124.
169. Hölzle, I. (2019) Contaminant patterns in soils from landfill mining. *Waste Management*, 83, 151-160.
170. Hoornweg, D., Bhada-Tata, P. (2012) What a waste: a global review of solid waste management. Urban development series knowledge papers no. 15. The World Bank, Washington, DC.
171. Hossain, F. (2019) Air Pollution. Sustainable Development for Mass Urbanization. Elsevier Inc., 359-369. ISBN 978-0-12-817690-0.
172. Hossain, L., Das, S.R., Hossain, M.K. (2014) Impact of Landfill Leachate on Surface and Ground Water Quality. *Journal of Environmental Science and Technology*, 7, 337-346.
173. Huang, I., J. M. Keisler and I. Linkov (2011) “Multi-Criteria Decision Analysis in Environmental Sciences: Ten Years of Applications and Trends.” *Science of the Total Environment*, 409(19), 3578-3594.
174. Huang, J., Hartemink, A.E. (2020) Soil and environmental issues in sandy soils. *Earth-Science Reviews*, 208, 103295.
175. Huang, W., Wang, Z., Guo, Q., Wang, H., Zhou, Y., Ng, W.J. (2016) Pilot-scale landfill with leachate recirculation for enhanced stabilization. *Biochem. Eng. J.* 105, 437–445.
176. Hussain, C.M., Paulraj, M.S., Nuzhat, S. (2022) Source Reduction and Waste Minimization. Chapter 1 - concept, context, and its benefits, 1-22. Elsevier. ISBN: 978-0-12-824320-6.
177. Hussein, M., Yoneda, K., Mohd-Zaki, Z., Amir, A., Othman, N. (2021) Heavy metals in leachate, impacted soils and natural soils of different landfills in Malaysia: An alarming threat. *Chemosphere*, 267, 128874.
178. Hwang, C.L., Lai, Y.J., Liu, T.Y. (1993) A new approach for multiple objective decision making. *Comput Oper Res*, 20(8), 889-899.
179. Hwang, C.L., Yoon, K. (1981) Multiple attribute decision making: methods and applications. Springer, New York.
180. Idowu, I.A., Atherton, W., Hashim, K., Kot, P., Alkhaddar, R., Alo, B.I., Shaw, A. (2019) An analysis of the status of landfill classification systems in developing countries: Sub Saharan Africa landfill experiences. *Waste Management*, 87, 761-771.

181. Igboama, W.N., Hammed, O.S., Fatoba, J.O., Aroyehun, M.T., Ehiabhili, J.C. (2022) Review article on impact of groundwater contamination due to dumpsites using geophysical and physiochemical methods. *Applied Water Science*, 12, 130.
182. Isalou, A.A., Zamani, V., Shahmoradi, B., Alizadeh, H. (2013) Landfill site selection using integrated fuzzy logic and analytic network process (F-ANP). *Environ. Earth Sci.* 68, 1745-1755.
183. Ishak, A.R., Mohamed, S., Soo, T.K., Hamid, F.S. (2016) Leachate and surface water characterization and heavy metal health risk on cockles in Kuala Selangor. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 222, 263-271.
184. Ishizaka, A., Pearman, C., Nemery, P. (2012) AHPSort: an AHP-based method for sorting problems. *International Journal of Production Research*, 50(17), 4767-4784.
185. ISO 18400-101:2017. Soil quality — Sampling — Part 101: Framework for the preparation and application of a sampling plan.
186. ISO 18400-102:2017. Soil quality — Sampling — Part 102: Selection and application of sampling techniques.
187. ISO 18400-103:2017. Soil quality — Sampling — Part 103: Safety.
188. ISO 18400-107:2017. Soil quality — Sampling — Part 107: Recording and reporting.
189. ISWA, 2019. Landfill Operational Guidelines, 3rd Edition. ISWA Working group on landfill. International Solid Waste Association (ISWA).
190. Ivorra, S., Brebbia, C.A. (2018) Seismic Resistant Structures. WIT Press / Computational Mechanics. pp 241-253. ISBN 978-1784663155.
191. Jarrah, M., Mayel, S., Tatarko, J., Funk, R., Kuka, K. (2020) A review of wind erosion models: Data requirements, processes, and validity. *CATENA*, 187, 104388.
192. Jarup, L., Briggs, D., de Hoogh, C., Morris, S., Hurt, C., Lewin, A. (2002) Cancer risks in populations living near landfill sites in Great Britain. *Br. J. Cancer*, 86(11), 1732–1736.
193. Jones, P.T., Geysena, D., Tielemans, Y., van Passel, S., Pontikes, Y., Blanpain, B., Quaghebeur, M., Hoekstra, N. (2013) Enhanced landfill mining in view of multiple resource recovery: a critical review. *J Clean Prod*, 55, 45–55.
194. Jones-Lee, A., Lee, G.F. (1993) Groundwater pollution by municipal landfills: leachate composition, detection and water quality significance. 4th Sardinia International Landfill Symposium, Italy.
195. JRC (2012) Eurocode 8: Seismic Design of Buildings, Worked examples. JRC Scientific and Technical Reports, EUR 25204 EN - 2012. Luxembourg: Publications Office of the European Union. ISBN 978-92-79-23068-4.
196. Kalwasińska, A., Burkowska, A. (2013) Municipal landfill sites as sources of microorganisms potentially pathogenic to humans. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15(5), 1078-1086.
197. Kanamori, H., Cipar, J.J. (1974) Focal process of the great Chilean earthquake May 22, 1960. *Physics of the Earth and Planetary Interiors*, 9, 128-136.
198. Karami, N., Feylizadeh, M.R., Govindan, K., Bagherpour, M. (2022) Fuzzy multi-objective programming: A systematic literature review. *Expert Systems with Applications*, 196, 116663.

199. Karthikeyan, R., Venkatesan, K.G.S., Chandrasekar, A. (2016) A Comparison of Strengths and Weaknesses for Analytical Hierarchy Process. *Journal of Chemical and Pharmaceutical Sciences*, 9(3), 12-15.
200. Katsiri, A., Andreadakis, A., Koutsoyiannis, D. (1984) Assimilative capacity of the Kalamas River and the Lake Pamvotis. Proceedings of the 2nd International Symposium on Environmental Technology for Developing Countries, At Istanbul, Turkey.
201. Kawo, N.S., Karuppanan, S. (2018) Groundwater quality assessment using water quality index and GIS technique in Modjo River Basin, central Ethiopia. *Journal of African Earth Sciences*, 147, 300-311.
202. Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z., Cerdà, A. (2018) The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 610-611, 997-1009.
203. Keller, E.A., Pinter, N. (2001) Active Tectonics: Earthquakes, Uplift, and Landscape, 2nd Edition. Pearson, Upper Saddle River, New Jersey 07458. ISBN: 0130882305.
204. Kenney, R.L., Raiffa, H. (1976) Decisions with multiple objectives: Preferences and value tradeoffs. New York: Wiley. reprinted, Cambridge University Press, 1993.
205. Khan, M.S., Mubeen, I., Caimeng, Y., Zhu, G., Khalid, A., Yan, M. (2022) Waste to energy incineration technology: Recent development under climate change scenarios. *Waste Management & Research*, 40(12), 1708-1729.
206. Kiss, A. (2019) Floods and Long-Term Water-Level Changes in Medieval Hungary, 1st edition. Springer International Publishing. ISBN 978-3-319-38862-5.
207. Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. (2002) Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
208. Ko, J.H., Yang, F., Xu, Q. (2016) The impact of compaction and leachate recirculation on waste degradation in simulated landfills. *Bioresource Technology*, 211, 72-79.
209. Koda, E. Miskowska, A., Sieczka, A. (2017) Levels of Organic Pollution Indicators in Groundwater at the Old Landfill and Waste Management Site. *Appl. Sci.*, 7(6), 638.
210. Kontos, T.D., Komilis, D.P., Halvadakis, C.P. (2005) Siting MSW landfills with a spatial multiple criteria analysis methodology. *Waste Management*, 25(8), 818-832.
211. Kotovicová, J., Toman, F., Vaverková, M., Stejskal, B. (2010) Evaluation of Waste Landfills' Impact on the Environment Using Bioindicators. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20(2), 371-377.
212. Kraujalienė, L. (2019) Comparative analysis of multicriteria decision-making methods evaluating the efficiency of technology transfer. *Business, Management and Economics Engineering*, 17(1), 72-93.
213. Krčmar, D., Tenodi, S., Pešić, V., Agbaba, J., Tubić, A., Dalmacija, B. (2019) Procena rizika na podzemne vode pod uticajem deponije komunalnog otpada. 48. konferencija o aktuelnim temama korišćenja i zaštite voda VODA 2019. Zbornik radova, ISBN: 978-86-916753-5-6, 243-248.
214. Krishnan, A.R. (2022) Past efforts in determining suitable normalization methods for multi-criteria decision-making: A short survey. *Front Big Data*, 5, 990699.
215. Kubier, A., Wilkin, R.T., Pichler, T. (2019) Cadmium in soils and groundwater: A review. *Appl Geochem*, 108, 1-16.

216. Kurian, J., Esakku, S., Palanivelu, K., Selvam, A. (1999) Studies on landfill mining at solid waste dumpsites in India. Proceedings of the Sardinia 99, seventh international waste management and landfill symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari.
217. Kurniawan, T.A., Lo, W.H., Chan, G.Y.S. (2006) Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *J. Hazard. Mater.*, 129(1-3), 80-100.
218. Kurth, M.H., Larkin, S., Keisler, J.M., Linkov, I. (2017) Trends and applications of multi-criteria decision analysis: use in government agencies. *Environment Systems and Decisions*, 37(2), 134-143.
219. Laner, D., Fellner, J., Brunner, P.H. (2009) Flooding of municipal solid waste landfills - An environmental hazard? *Science of The Total Environment*, 407(12), 3674-3680.
220. Lay, J.J., Li, Y.Y., Noike, T. (1998) Developments of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor. *Water Res*, 32(12), 3673-3679.
221. Leão, S., Bishop, I., Evans, D., (2004) Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions. *Computers, Environment and Urban Systems*, 28(4), 353-385.
222. Ledesma, M.J. (2000) *Climatología y Meteorología Agrícola* (Spanish Edition). Paraninfo (May 2000). ISBN 8428326371.
223. Li, L., Moore, P.K. (2008) Putative biological roles of hydrogen sulfide in health and disease: A breath of not so fresh air? *Trends Pharmacol. Sci.*, 29, 84-90.
224. Li, Y., Li, J., Chen, S., Diao, W. (2012) Establishing indices for groundwater contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. *Environmental Pollution*, 165, 77-90.
225. Li, Z., Ma, Z., van der Kuijp, T.J., Yuan, Z., Huang, L. (2014) A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of The Total Environment*, 468-469, 843-853.
226. Liang, H., Ren, J., Gao, S., Dong, L., Gao, Z. (2023) *Hydrogen Economy* (Second Edition), Processes, Supply Chain, Life Cycle Analysis and Energy Transition for Sustainability. Chapter 8 - Comparison of different multicriteria decision-making methodologies for sustainability decision making, 233-271. Academic Press. ISBN: 9780323995436.
227. Liang, J., Zheng, W.Q. (2009) Evaluation and control measures of the shallowlayer groundwater pollution caused by Fengcun landfill in Zhanjiang, Guangdong. *J. Geol. Hazards Environ. Preserv.* 20, 63-67.
228. Linkov, I., Moberg, E., Trump, B.D., Yatsalo, B., Keisler, J.M. (2021) *Multi-Criteria Decision Analysis, Case Studies in Engineering and Environment*, Second Edition. Part I: Multi-Criteria Decision Analysis: Methods and Applications, 3-29. Taylor & Francis Group, LLC. ISBN: 978-0-429-32644-8.
229. Lohani, S., Baffaut, C., Thompson, A.L., Sedler, E.J. (2020) Soil Vulnerability Index assessment as a tool to explain annual constituent loads in a nested watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 75(1), 42-52.
230. Lokalni plan upravljanja otpadom za teritoriju grada Subotice za period od 2018. do 2028. godine.

231. Lolos, T., Koullapis, G., Lolos, G., Paschali, K., Tsobanidis, C., Georgiou, I. (2007) Risk assessment and evaluation of uncontrolled landfill sites in Cyprus. Enviroplan S.A. & Ministry of Interior, Solid Waste Management Sector.
232. Maliene, V., Dixon-Gough, R., Malys, N. (2018) Dispersion of relative importance values contributes to the ranking uncertainty: Sensitivity analysis of Multiple Criteria Decision-Making methods. *Applied Soft Computing*, 67, 286-298.
233. Mao, X., Xiong, L., Hu, X., Yan, Z., Wang, L., Xu, G. (2018) Remediation of ammonia-contaminated groundwater in landfill sites with electrochemical reactive barriers: A bench scale study. *Waste Management*, 78, 69-87.
234. Marañón, E., Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., Fernández-Méndez, A., Fernández-Sánchez, A. (2008) Coagulation-flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. *J. Hazard. Mater.*, 156, 538-544.
235. Marceta, U., Vujic, B., Srdjevic, Z., Mihajlovic, V., Radosav, D. (2021) Multi-Criteria Decision-Making Model to Support Landfill Prioritization: Methane Risk Assessment. *Pol. J. Environ. Stud.*, 30(2), 1297-1306.
236. Martensson, A.M., Aulin, C., Wahlberg, O., Argen, S. (1999) Effect of humic substances on the mobility of toxic metals in mature landfills. *Waste Manage Res*, 17(4), 296-304.
237. Mattiello, A., Chiodini, P., Bianco, E., Forgione, N., Flammia, I., Gallo, C. (2013) Health effects associated with the disposal of solid waste in landfills and incinerators in populations living in surrounding areas: a systematic review. *International Journal of Public Health*, 58(5), 725–735.
238. MfE (2001) A Guide for the Management of Closing and Closed Landfills in New Zealand. Ministry for the Environment, PO Box 10-362, Wellington, New Zealand. ISBN: 0-478-24021-X.
239. Milanovic, S., Stevanovic, Z., Djuric, D., Petrovic, T., Milovanovic, M. (2010) Regional approach in creating groundwater vulnerability map of Serbia – A new “IZDAN” method. In: Proceedings of 15th Congress of Geologists of Serbia; 2010 May 26–29; Belgrade, RS. Belgrade (RS): Serbian Geological Society. p 585–590. ISBN 978-86-86053-08-4.
240. Mnisi, F. (2008) Environmental risk assessment associated with unregulated landfills in the Albert Luthuli municipality, Mpumalanga Province, RSA. Doctoral Thesis, University of South Africa (UNISA).
241. Mohhamed, A.A., Iniaghe, P.O., Abu, T.O., Bello, M.O., Abdulkadir, M.D. (2020) Source Analysis of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from a Popular Dumpsite, Lagos State, Nigeria. *JOTCSA*, 7(2), 489-504.
242. Mor, S., Negi, P., Ravindra, K. (2018) Assessment of Groundwater Pollution by Landfills in India using Leachate Pollution Index and Estimation of Error. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 10, 467-476.
243. Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R.P., Chandra, A. (2006) Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118, 435-456.
244. Morris, J., Matthews, H.S., Morawski, C. (2013) Review and meta-analysis of 82 studies on end-of-life management methods for source separated organics. *Waste Management*, 33(3), 545-551.
245. Motlagh, Z.K., Sayadi, M.H. (2015) Siting MSW landfills using MCE methodology in GIS environment (Case study: Birjand plain, Iran). *Waste Manag.*, 46, 322-337.

246. Mouhoun-Chouaki, S., Derridj, A., Tazdait, D., Salah-Tazdait, R. (2019) A Study of the Impact of Municipal Solid Waste on Some Soil Physicochemical Properties: The Case of the Landfill of Ain-El-Hammam Municipality, Algeria. *Applied and Environmental Soil Science*, 2019, 3560456.
247. Mukhametzyanov, I., Pamučar, D. (2018) A sensitivity analysis in mcdm problems: a statistical approach. *Decision Making: Applications in Management and Engineering*, 1(2), 51-80.
248. Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M.A., Gupta, B.S. (2014) Contemporary Environmental Issues of Landfill Leachate: Assessment and Remedies. *Critical Reviews In Environmental Science and Technology*, 45(5), 472-590.
249. Müller, G. (1979) Schwermetalle in den sediments des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschan*, 79, 778–783.
250. Munier, N. (2021) MCDM Methods: Modelling, Feasibility, and Sensitivity Analysis. In: *Mathematical Modelling of Decision Problems. Multiple Criteria Decision Making*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-82347-4_1.
251. Mustajoki, J., Marttunen, M., Karjalainen, T.P., Hokkanen, J., Vehmas, A. (2013) Developing practices for supporting EIA with Multi-Criteria Decision Analysis. IAIA13 Conference Proceeding, 33rd Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment, Calgary.
252. Nagarajan, R., Thirumalaisamy, S., Lakshumanan, E. (2012) Impact of leachate on groundwater pollution due to non-engineered municipal solid waste landfill sites of erode city, Tamil Nadu, India. *Iranian Journal of Environmental Health Sciences & Engineering* 2012, 9, 35-47.
253. Nas, B., Cay, T., Iscan, F., Berktaç, A. (2010) Selection of MSW landfill site for Konya, Turkey using GIS and multi-criteria evaluation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160, 491-500.
254. Naveen, B.P., Sumalatha, J., Malik, R.K. (2018) A study on contamination of ground and surface water bodies by leachate leakage from a landfill in Bangalore, India. *Geo-Engineering*, 9(27), 1-20.
255. Németh, B., Molnár, A., Bozóki, S., Wijaya, K., Inotai, A., Campbell, J.D., Kaló, Z. (2019) Comparison of weighting methods used in multicriteria decision analysis frameworks in healthcare with focus on low- and middle-income countries. *J. Comp. Eff. Res.*, 8(4), 195-204.
256. Nikić, J., Watson, M., Zrnić Tenodi, K., Dalmacija, B., Agbaba, J. (2023) Pilot study on arsenic removal from phosphate rich groundwater by in-line coagulation and adsorption. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100280.
257. NPEE (2004) Studija energetskeg potencijala Srbije za korišćenje sunčevog zračenja i energije vetra. Institut za multidisciplinarna istraživanja, Beograd. Studija NPEE, evidencioni broj EE704-1052A.
258. Nwakanma, C., Ikwa, U.E., Ubuoh, E.I. (2016) Assessment of Ambient Air Quality with Special Reference to NO₂ in the Waste Dump Site at Osisoma Ngwa LGA, Nigeria. *Journal of Ecosystem & Ecography*, 6(3), 1-3.
259. Nyirenda, J., Mwansa, P.M. (2022) Impact of leachate on quality of ground water around Chunga Landfill, Lusaka, Zambia and possible health risks. *Heliyon*, 8(12), e12321.

260. Njoku, P.O., Edokpayi, J.N., Odiyo, J.O. (2019) Health and Environmental Risks of Residents Living Close to a Landfill: A Case Study of Thohoyandou Landfill, Limpopo Province, South Africa. *Int J Environ Res Public Health*, 16(12), 2125.
261. Odu, G.O. (2019) Weighting Methods for Multi-Criteria Decision Making Technique. *J. Appl. Sci. Environ. Manage.*, 23(8), 1449-1457.
262. Odunlami, M.O. (2012) Investigation of Groundwater Quality near a Municipal Landfill Site (IGQMLS). *International Journal of Chemical Engineering and Applications*, 3, 366-369.
263. OECD (2019) Waste Management and the Circular Economy in Selected OECD Countries: Evidence from Environmental Performance Reviews, OECD Environmental Performance Reviews, OECD Publishing, Paris.
264. Ohio Environmental Protection Agency, (2007) Technical guidance manual for ground water investigations, Chapter 5: Monitoring well placement. Division of Drinking and Ground Waters, Columbus, Ohio.
265. Okechukwu, V.U., Omokpariola, D.O., Onwukeme, V.I., Nweke, E.N., Omokpariola, P.L. (2021) Pollution investigation and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and water from selected dumpsite locations in rivers and Bayelsa State, Nigeria. *Environ Anal Health Toxicol.*, 36(4), e2021023.
266. Okedeyi, O.O., Dube, S., Awofolu, O.R., Nindi, M.M. (2014) Assessing the enrichment of heavy metals in surface soil and plant (*Digitaria eriantha*) around coal-fired power plants in South Africa. *Environ. Sci. Pollut. Control Ser.*, 21(6), 4686-4696.
267. Ololade, O.O., Mavimbela, S., Oke, S.A., Makhadi, R. (2019) Impact of leachate from northern landfill site in Bloemfontein on water and soil quality: implications for water and food security. *Sustainability*, 11(15), 4238.
268. Oman, C.B., Junestedt, C. (2008) Chemical characterization of landfill leachates-400 parameters and compounds. *Waste Management*, 28, 1876-1891.
269. Orescanin, V., Kollar, R., Nad, K., Mikulic, N. (2013) Preparation of drinking water used in water supply systems of the towns Zrenjanin and Temerin by electrochemical methods. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 48(4), 437-445.
270. Ott, K., Mohaupt, F., Ziegler, R. (2012) Environmental Impact Assessment. Encyclopedia of Applied Ethics (Second Edition), 114-123. ISBN: 978-0-12-373932-2.
271. Owasu-Nimo, F., Oduro-Kwarteng, S., Essandoh, H., Wayo, F., Shamudeen, M. (2019) Characteristics and management of landfill solid waste in Kumasi, Ghana. *Scientific African*, 3, e00052.
272. Øygaard, J.K., Måge, A., Gjengedal, E. (2004) Estimation of the mass-balance of selected metals in four sanitary landfills in Western Norway, with emphasis on the heavy metal content of the deposited waste and the leachate. *Water Research*, 38, 2851-2858.
273. Ozsahin, D.U., Gökçekuş, H., Uzun, B., LaMoreaux, J. (2021) Application of Multi-Criteria Decision Analysis in Environmental and Civil Engineering. Chapter 2: Theoretical Aspects of Multi-criteria Decision-Making (MCDM) Methods, 7-15. Springer Nature Switzerland AG 2021. ISBN 978-3-030-64765-0.
274. Pamucar, D., Ecer, F., Deveci, M. (2021) Assessment of alternative fuel vehicles for sustainable road transportation of United States using integrated fuzzy FUCOM and neutrosophic fuzzy MARCOS methodology. *Science of The Total Environment*, 788, 147763.

275. Pamucar, D., Macura, D., Tavana, M., Božanić, D., Knežević, N. (2022) An integrated rough group multicriteria decision-making model for the ex-ante prioritization of infrastructure projects: The Serbian Railways case. *Socio-Economic Planning Sciences*, 79, 101098.
276. Pamučar, D., Stević, Ž., Sremac, S. (2018) A New Model for Determining Weight Coefficients of Criteria in MCDM Models: Full Consistency Method (FUCOM). *Symmetry*, 10(9), 393.
277. Pan, Q., Liu, Q.Y., Li, Y.H., Xiang, S., Sun, X.J., He, X.S. (2023) Volatile and semi-volatile organic compounds in landfill gas: Composition characteristics and health risks. *Environment International*, 174, 107886.
278. Papić, P., Ćuk, M., Todorović, M., Stojković, J., Hajdin, B., Atanacković, N., Polomčić, D. (2012) Arsenic in Tap Water of Serbia's South Pannonian Basin and Arsenic Risk Assessment. *Pol. J. Environ. Stud.*, 21(6), 1783-1790.
279. Parvin, F., Tareq, S.M. (2021) Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment. *Appl Water Sci.*, 11(6), 100.
280. Pasalari, H., Nodehi, R.N., Mahvi, A.H., Yaghmaeian, K., Charrahi, Z. (2019) Landfill site selection using a hybrid system of AHP-Fuzzy in GIS environment: A case study in Shiraz city, Iran. *MethodsX*, 6, 1454-1466.
281. Patel, H., Vashi, R.T., 2015. Chapter 2 - Characterization of Textile Wastewater. *Characterization and Treatment of Textile Wastewater*, 21-71. ISBN: 9780128023266.
282. Pathak, P., Palani, S.G. (2022) Circular Economy in Municipal Solid Waste Landfilling: Biomining & Leachate Treatment. Chapter 1 - Solid Waste Management and Landfill in High-Income Countries, 1-23. Springer Nature Switzerland AG. ISBN: 978-3-031-07784-5.
283. Pavličić, D.M. (2001) Normalisation affects the results of MADM methods. *Yugoslav Journal of Operations Research*, 11(2), 251-265.
284. Pawłowska, M. (2014) Mitigation of Landfill Gas Emissions. Chapter 1: Landfilling of municipal solid waste in global perspective, 1-13. CRC Press/Balkema, Netherlands. ISBN: 978-1-315-75533-5.
285. Pazoki, M., Ghasemzadeh, R. (2020) Municipal Landfill Leachate Management. Chapter 5: Leachate Management, 147-182. Springer Nature Switzerland AG. ISBN: 978-3-030-50212-6.
286. Pazoki, M., Ghasemzadeh, R., Yavari, M., Abdoli, M. (2018) Analysis of photocatalyst degradation of erythromycin with titanium dioxide nanoparticle modified by silver. *Nashrieh Shimi va Mohandesi Shimi Iran*, 37(1), 63–72.
287. Peldschus, F. (2009) The analysis of the quality of the results obtained with the methods of multi-criteria decisions. *Baltic Journal on Sustainability*, 15(4), 580-592.
288. Phung, Q., Thompson, A.L., Baffaut, C., Witthaus, L.M., Aloysius, N., Veith, T.L., Bosch, D.D., McCarty, G., Lee, S. (2023) Assessing Soil Vulnerability Index classification with respect to rainfall characteristics. *Journal of Soil and Water Conservation*, 78(3), 209-221.
289. Pinto, P.S.S. (2010) Static and Seismic Analysis of Solid Waste Landfills. In: Chen Y., Zhan L., Tang X. (eds) *Advances in Environmental Geotechnics*. Springer, Berlin, Heidelberg. ISBN 978-3-642-04460-1 (Online).

290. Pires, A., Martinho, G., Rodrigues, S., Gomes, M.I. (2019) Sustainable Solid Waste Collection and Management. Chapter 4: Preparation for Reusing, Recycling, Recovering, and Landfilling: Waste Hierarchy Steps After Waste Collection, 45-60. Springer Nature Switzerland AG. ISBN: 978-3-319-93200-2.
291. Pires, A., Martinho, G., Silveira, A., Gomes, A., Cardoso, J., Lapa, N. (2016) The urgent need of policy and regulation drivers to promote landfill mining in Portugal. Proceedings of the international symposium on enhanced landfill mining, Lisbon, February 2016. Instituto Superior Técnico, Lisbon, 67-78.
292. Plaia, A., Ruggieri, M. (2011) Air quality indices: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 10(2), 165–179.
293. Pongrácz, E., Pohjola, V.J. (2004) Re-defining waste, the concept of ownership and the role of waste management. *Resources. Conservation and Recycling*, 40(2), 141-153.
294. Porta, D., Milani, S., Lazzarino, A.I., Perucci, C.A., Forastiere, F. (2009) Systematic review of epidemiological studies on health effects associated with management of solid waste. *Environ. Health*, 8, 60.
295. Pravilnik o higijenskoj ispravnosti vode za piće (Službeni list SRJ”, br. 42 od 28. avgusta 1998, 44 od 25. juna 1999, 28 od 17. aprila 2019).
296. Pravilnik o Nacionalnoj listi indikatora zaštite životne sredine („Službeni glasnik RS“, broj 37 od 31. maja 2011. godine).
297. Pravilnik o proglašenju i zaštiti strogo zaštićenih i zaštićenih divljih vrsta biljaka, životinja i gljiva („Sl. glasnik RS“, br 5/2010; 47/2011; 32/2016; 98/2016).
298. Pravilnik o tehničkim normativima za izgradnju objekata visokogradnje u seizmičkim područjima („Sl. list SFRJ“, br. 31/81, 49/82, 29/83, 21/88 i 52/90).
299. Pravilnik o upravljanju medicinskim otpadom ("Sl. glasnik RS", br. 48/2019).
300. Pravilnik o utvrđivanju vodnih tela površinskih i podzemnih voda ("Sl. glasnik RS", br. 96/10).
301. Program upravljanja otpadom u Republici Srbiji za period 2022-2031. godine, „Službeni glasnik RS“, broj 12 od 1. februara 2022.
302. Przydatek, G. (2019) The analysis of the possibility of using biological tests for assessment of toxicity of leachate from an active municipal landfill. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 67, 94-101.
303. Putra, D.W.T., Punggara, A.A. (2018) Comparison Analysis of Simple Additive Weighting (SAW) and Weighted Product (WP) In Decision Support Systems. MATEC Web of Conferences 215, 01003.
304. Rahim, B.E.A., Yusoff, I., Samsudin, A.R., Yaacob, W.Z.W., Rafek, A.G.M. (2010) Deterioration of groundwater quality in the vicinity of an active open-tipping site in West Malaysia. *Hydrogeology Journal*, 18(4), 997-1006.
305. Rahman, Z., Singh, V.P. (2019) The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 419.
306. Rajendran, K., Lin, R., Wall, D.M., Murphy, J.D. (2019) Sustainable Resource Recovery and Zero Waste Approaches. Chapter 5 - Influential Aspects in Waste Management Practices, 65-78. ISBN: 978-0-444-64200-4.

307. Raman, N., Narayanan, D.S. (2008) Impact of solid waste effect on ground water and soil quality nearer to Pallavaram solid waste landfill site in Chennai. *Rasayan J. Chem.*, 1, 828-836.
308. Ramprasad, C., Teja, H.C., Gowtham, V., Vikas, V. (2022) Quantification of landfill gas emissions and energy production potential in Tirupati Municipal solid waste disposal site by LandGEM mathematical model. *MethodX*, 9, 101869.
309. Reddy, P.J. (2011) Municipal solid waste management: processing, energy recovery, global examples. Chapter 3 - Waste Reduction and Recycling, 38-57. Taylor & Francis Group. ISBN: 978-0-203-14569-2.
310. Regionalni plan upravljanja otpadom za Grad Novi Sad i opštine Bačka Palanka, Bački Petrovac, Beočin, Žabalj, Srbobran, Temerin i Vrbas za period 2019-2028. godine. Službeni list grada Novog Sada, broj 29/2020 od 26.06.2020.
311. Regionalni plan upravljanja otpadom za grad Suboticu i opštine Bačka Topola, Mali Idoš, Senta, Čoka, Kanjiža i Novi Kneževac za period od 2018-2028. godine.
312. Regionalni plan upravljanja otpadom za opštine: Šabac i Sremska Mitrovica (2008). Plan izradio: Fakultet tehničkih nauka, Univerzitet u Novom Sadu.
313. Rehman, O., Ali, Y., Sabir, M. (2022) Risk assessment and mitigation for electric power sectors: A developing country's perspective. *International Journal of Critical Infrastructure Protection*, 36, 100507.
314. Reinhard, M., Goodman, N.L., Barker, J.F. (1984) Occurrence and distribution of organic chemicals in two landfill plumes. *Environ Sci Technol*, 18, 953-961.
315. Reinhart, D.R., Amini, H., Bolyard, S.C. (2012) The role of landfills in US sustainable waste management. *Environmental Engineer: Applied Research and Practice*, Volume 15, Winter 2012.
316. Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: review and opportunity. *J. Hazard Mater.* 150 (3), 468-493.
317. Republički seizmološki zavod Srbije (2018) Karta seizmološkog rizika Republike Srbije - po parametru ubrzanja. http://www.seismo.gov.rs/Seizmichnost/Karte_hazarda_1.htm
318. Rezaeisabzevar, Y., Bazargan, A., Zohourian, B. (2020) Landfill site selection using multi criteria decision making: Influential factors for comparing locations. *Journal of Environmental Sciences*, 93, 170-184.
319. Rezapour, S., Samadi, A., Kalavrouziotis, I.K., Ghaemian N. (2018) Impact of the uncontrolled leakage of leachate from a municipal solid waste landfill on soil in a cultivated-calcareous environment. *Waste Management*, 82, 51-61.
320. Rodrigues, S.M., Römken, P.F.A.M. (2018) Chapter 9 - Human Health Risks and Soil Pollution. In: *Soil Pollution, From Monitoring to Remediation*, 217-250. ISBN: 9780128498729.
321. Saaty, T.L. (1980) *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw-Hill International Book Company.
322. Saaty, T.L. (1990) How to make a decision: The analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research*, 48(1), 9-26.
323. Saaty, T.L. (2014) *Analytic Hierarchy Process*. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. doi:10.1002/9781118445112.stat05310.

324. Sakawi, Z., Sharifah, S.A., Jaafar, O., Mahmud, M. (2011) Community perception of odour pollution from the landfill. *Res. J. Environ. Earth Sci.*, 3, 142-145.
325. Salami, L., Popoola, L.T. (2023) A Comprehensive Review of Atmospheric Air Pollutants Assessment Around Landfill Sites. *Air, Soil and Water Research*, 16, 1-17.
326. Sawney, B.L., Kozloski, R.P. (1984) Organic pollutants in leachate from landfill sites. *J Environ Qual*, 13(3), 349-352.
327. Schultz, B., Kjeldsen, P. (1986) Screening of organic matter in leachates from sanitary landfills using gas chromatography and mass spectrometry. *Water Res*, 20(8), 965-970.
328. Seadon, J.K. (2006) Integrated waste management - Looking beyond solid waste horizon. *Waste management*, 26(12), 1327-1336.
329. Selvan, S.U., Saroglous, S.T., Joschinski, J., Calbi, M., Vogler, V., Barath, S., Grobman, Y.J. (2023) Toward multi-species building envelopes: A critical literature review of multi-criteria decision-making for design support. *Building and Environment*, 231, 110006.
330. Sener, S., Sener, E., Nas, B., Karaguzel, R. (2010) Combining AHP with GIS for landfill site selection: a case study in the Lake Beysehir catchment area (Konya, Turkey). *Waste Manag.*, 30, 2037-2046.
331. SEPA (2017) Izveštaj o stanju zemljišta u Republici Srbiji, Indikatorski prikaz. Agencija za zaštitu životne sredine Republike Srbije, Ministarstvo zaštite životne sredine. ISSN 2466-2968.
332. Sharma, A., Gupta, A.K., Ganguly, R (2018) Impact of open dumping of municipal solid waste on soil properties in mountainous region. *J. Rock Mech. Geotechnical Eng.*, 10, 725-739.
333. Sharma, D., Sridhar, S., Claudio, D. (2020) Comparison of AHP-TOPSIS and AHP-AHP methods in multi-criteria decision-making problems. *Int J Indus Syst Eng*, 34(2), 203.
334. Shaw, D., Franco, A., Westcombe, M. (2006) Special Issue: Problem Structuring Methods I. *Journal of the Operational Research*, 57(7), 757-883.
335. Shaw, D., Franco, A., Westcombe, M. (2007) Special Issue: Problem Structuring Methods II. *Journal of the Operational Research*, 58(5), 545-682.
336. Shayesteh, A.A., Koohshekan, O., Khadivpour, F., Kian, M., Ghasemzadeh, R., Pazoki, M. (2020) Industrial waste management using the rapid impact assessment matrix method for an industrial park. *Global J Environ Sci Manage*, 6(2), 261-274.
337. Shirazi, S.M., Imran, H.M., Akib, S. (2012) GIS-based DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment: a review. *Journal of Risk Research*, 15(8), 991-1011.
338. Sianaki, O.A. (2020) TOPSIS: Technique for order preference by similarity to ideal solution. Maths Works File Exchange: <https://www.mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/57143-topsis-technique-for-order-preference-by-similarity-to-ideal-solution>.
339. Siddiqua, A., Hahladakis, J.N., Al-Attiya, W.A.K.A. (2022) An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. *Environmental Science and Pollution Research*, (29), 58514-58536.
340. Sindhvani, R., Singh, P.L., Kumar, B., Mittal, V.K., Davim, J.P. (2022) Multi-criteria decision modelling, Application Techniques and Case Studies. Chapter 7: A Novel Entropy Measure for Linguistic Intuitionistic Fuzzy Sets and Their Application in

- Decision-Making, 121-138. CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC. ISBN: 978-1-003-12515-0.
341. Slack, R.J., Gronow, J.R., Voulvoulis, N. (2005) Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. *Science of The Total Environment*, 337(1-3), 119-137.
342. Soil Quality Decree (2013). Rijkswaterstaat, Ministry of Infrastructure and Water Management.
343. Sorvari, J., Schultz, E., Haimi, J. (2012) Assessment of Ecological Risks at Former Landfill Site Using TRIAD Procedure and Multicriteria Analysis. *Risk Analysis*, 33(2), 203-219.
344. Spiegel, J., Maystre, L.Y. (1998) Encyclopedia of Occupational Health and Safety 4th edition, Part VII. The Environment: Chapter 55 - Environmental Pollution Control. Online Edition, ISBN-13: 978-9221092032.
345. Srđević, Z., Srđević, B., Potkonjak, S., Zoranović, T. (2002). Alokacija zemljišta na biljne kulture u uslovima navodnjavanja i odvodnjavanja: višekriterijumski prilaz pomoću analitičkog hijerarhijskog procesa (AHP). *Tematski zbornik radova Melioracije i poljoprivrede*, 12, 222-239.
346. SRPS EN 1998-1:2015, Evrokod 8 — Projektovanje seizmički otpornih konstrukcija — Deo 1: Opšta pravila, seizmička dejstva i pravila za zgrade.
347. SRPS ISO 5667-11:2005. Kvalitet vode - Uzimanje uzoraka - Deo 11: Smernice za uzimanje uzoraka podzemne vode.
348. SRPS ISO 5667-3:2018. Kvalitet vode - Uzimanje uzoraka - Deo 3: Prezervacija uzoraka i rukovanje uzorcima vode.
349. Stanisavljević, N., Ubavin, D., Batinić, B., Fellner, J., Vujić, G. (2012) Methane emissions from landfills in Serbia and potential mitigation strategies: a case study. *Waste Manag Res*, 30(10), 1-9.
350. Strategija vodosnabdevanja i zaštite voda u AP Vojvodini, 2009. Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Departman za hemiju, biohemiju i zaštitu životne sredine, Katedra za hemijsu tehnologiju i zaštitu životne sredine.
351. Sun, Y., Wang, Y.N., Sun, X., Wu, H., Zhang, H. (2013) Production characteristics of N₂O during stabilization of municipal solid waste in an intermittent aerated semi-aerobic bioreactor landfill. *Waste Manag.* 33, 2729-2736.
352. Szymański, K., Janowska, B. (2016) Migration of pollutants in porous soil environment. *Archives of Environmental Protection*, 42, 87-95.
353. Taherdoost, H., Madanchian, M. (2023) Multi-Criteria Decision Making (MCDM) Methods and Concepts. *Encyclopedia*, 3, 77-87.
354. Talalaj, I.A. (2014) Assessment of groundwater quality near the landfill site using the modified water quality index. *Environ Monit Assess*, 186(6), 3673–3683.
355. Talalaj, I.A., Biedka, P. (2016) Use of the landfill water pollution index (LWPI) for groundwater quality assessment near the landfill sites. *Environ Sci Pollut Res Int*, 23(24), 24601-24613.
356. Talalaj, I.A., Biedka, P., (2015) Impact of concentrated leachate recirculation on effectiveness of leachate treatment by reverse osmosis. *Ecol. Eng.* 85, 185–192.
357. Tarazona, J.V. (2014) Pollution, Soil. Encyclopedia of Toxicology, 1019–1023. ISBN: 978-0-12-386455-0.

358. Taylor, D.M., Chow, F.K., Delkash, M., Imhoff, P.T. (2018) Atmospheric modeling to assess wind dependence in tracer dilution method measurements of landfill methane emissions. *Waste Management*, 73, 197-209.
359. Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1993) Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues. McGraw-Hill Companies, Incorporated. ISBN: 0070632375.
360. Tenodi, S., Krčmar, D., Agbaba, J., Zrnić, K., Radenović, M., Ubavin, D., Dalmacija, B. (2020a) Assessment of the environmental impact of sanitary and unsanitary parts of a municipal solid waste landfill. *Journal of Environmental Management*, 258, 110019.
361. Tenodi, S., Krčmar, D., Rončević, S., Tubić, A., Grgić, M., Zrnić, K., Dalmacija, B. (2019) Comparison of different risk assessment methods for evaluation of groundwater in landfill areas. Proceedings 27th International conference ecological truth and environmental research – EcoTER'19, 18-21 June 2019, Hotel Jezero, Bor Lake, Serbia, 115-121.
362. Tenodi, S., Krčmar, D., Rončević, S., Zrnić, K., Tomić, R., Dubovina, M., Dalmacija, B. (2020b) Adaptacija i primena indeksa procene uticaja deponije komunalnog otpada na kvalitet površinske vode. 49. konferencija o aktuelnim temama korišćenja i zaštite voda VODA 2020. Zbornik radova, ISBN: 978-86-916753-7-0, 141-148.
363. Tenodi, S., Krčmar, D., Zrnić Tenodi, K., Šolić, M., Pejin, Đ. (2022) Ocena kvaliteta i tretmana procedne vode sanitarne deponije komunalnog otpada. *Voda i sanitarna tehnika*, 4/2022, 5-14.
364. Thyagarajan, L.P., Jeyanthi, J., Kavitha, D. (2021) Vulnerability analysis of the groundwater quality around Vellalore-Kurichi landfill region in Coimbatore. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 3, 125-130.
365. Tiembre, I., Koné, B.A., Dongo, K., Tanner, M., Zinsstag, J., Cissé, G. (2009) Epidemiologic and clinical aspects of toxic waste poisoning in Abidjan. *Santé*, 19(4), 189-194.
366. Toha, M., Rahman, M. (2023) Estimation and prediction of methane gas generation from landfill sites in Dhaka city, Bangladesh. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 7, 100302.
367. Tolento, K., Amado, M., Kullberg, J.C. (2019) Landscape-A Review with a European Perspective. *Land*, 8(6), 85.
368. Townsend, T.G., Jain, J.P.P., Taolaymant, Q.X.T., Reinhart, D. (2015) Sustainable Practices for Landfill Design and Operation. Chapter 1: The Landfill's Role in Sustainable Waste Management, 1-12. Springer New York Heidelberg Dordrecht London. ISBN: 978-1-4939-2661-9.
369. Tzeng, G.H., Huang, J.J. (2011) Multiple Attribute Decision Making, Methods and Applications. Chapter 4: Simple Additive Weighting Method, 55-68. CRC Press, Taylor & Francis Group. ISBN: 978-1-4398-6157-8.
370. Ubavin, D., Agarski, B., Maodus, N., Stanisavljevic, N., Budak, I. (2017) A Model for Prioritizing Landfills for Remediation and Closure: A Case Study in Serbia. *Integr Environ Assess Manag*, 14(1), 105-119.
371. UN (2018) United Nation - Department of Exonomix and Social Affairs, World Urbanization Prospects. <https://population.un.org/wup/Download/>

372. Unija Poslodavaca Srbije (2015) Obezbeđivanje kontinuiteta poslovanja u slučaju opasnosti od prirodnih katastrofa, Analiza rizika od klizišta na teritoriji Republike Srbije. ISBN: 978-86-86051-15-8.
373. Uredba o graničnim vrednostima emisije zagađujućih materija u vode i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 67/2011, 48/2012 i 1/2016).
374. Uredba o graničnim vrednostima prioriternih i prioriternih hazardnih supstanci koje zagađuju površinske vode i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 24/2014).
375. Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje ("Sl. glasnik RS", br. 50/2012).
376. Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih, štetnih i opasnih materija zemljištu ("Sl. glasnik RS", br. 30/2018, 64/2019).
377. Uredba o odlaganju otpada na deponije ("Sl. glasnik RS", br. 92/2010).
378. Uredba o programu sistemskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010 i 30/2018 - dr. uredba).
379. Uredba o utvrđivanju kriterijuma za određivanje statusa ugrožene životne sredine i prioriteta za sanaciju i remedijaciju ("Sl. glasnik RS", br. 22/2010).
380. Uredba o utvrđivanju Plana smanjenja ambalažnog otpada za period od 2020. do 2024. godine ("Sl. glasnik RS", br. 81/2020).
381. USEPA (2015) Surface Water Classifications. Water Quality Monitoring and Assessment, Water Quality Bureau, Environmental Services Division, Iowa Department of Natural Resources. Clean Water Act WQS document, effective January 19, 2017.
382. Uyan, M. (2014) MSW landfill site selection by combining AHP with GIS for Konya, Turkey. *Environ. Earth Sci.*, 71, 1629-1639.
383. Valderrama, R.J. (2018) Environmental evaluation of the Haquira landfill, Santiago-Cusco district, through the application of EVIAVE methodology. Doctoral thesis, Federico Villarreal National University, Faculty of geographical, environmental and ecotourism engineering.
384. Vallero, D.A., Blight, G. (2019) Chapter 12: The Municipal Landfill. Waste (Second Edition) A Handbook for Management, 235-258.
385. Vasiljević, T.Z., Topo, T. (2015) Implementacija prostornih rešenja iz studija prostorne diferencijacije životne sredine na teritoriji AP Vojvodine u planskoj dokumentaciji. VII Naučno-stručni skup sa međunarodnim učešćem „Planska i normativna zaštita prostora životne sredine“. Tema 3: Iskustva u izradi prostornih i urbanističkih planova i studija zaštite životne sredine.
386. Vaverková, M., Toman, F., Adamcová, D., Kotovicová, J. (2013) Verifying Research of Waste Landfill Environmental Impact Using Bioindicators. *Pol. J. Environ. Stud.*, 22, 313-317.
387. Vaverková, M.D., Elbl, J., Radziemska, M., Adamcová, D., Kintl, A., Baláková, L., Bartoň, S., Hladký, J., Kynický, J., Brtnický, M. (2018) Environmental risk assessment and consequences of municipal solid waste disposal. *Chemosphere*, 208, 569-578.

388. Vaverková, M.D., Winkler, J., Adamcová, D., Radziemska, M., Uldrijan, D., Zloch, J. (2019) Municipal solid waste landfill – Vegetation succession in an area transformed by human impact. *Ecological Engineering*, 129, 109-114.
389. Vaverková, M.D., Zloch, J., Radziemska, M., Adamcová, D. (2017) Environmental impact of landfill on soils – the example of the Czech Republic. *Polish Journal of Soil Science*, L/1, 93-105.
390. Vegara, E.G.M. (2008) Methodology for environmental diagnosis of vegetables, adaptation for its informatization using diffuse techniques and its application in Andalusia villages. Doctoral thesis, University of Grenada, Department of Civil Engineering.
391. Vías, J.M., Andreo, B., Perles, M.J., Vadillo, I., Jiménez, P. (2006) Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method. *Hydrogeol J*, 14, 912-925.
392. Vij, D. (2012) Urbanization and Solid Waste Management in India: Present Practices and Future Challenges. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 37, 437–447.
393. Vujic, G., Jovicic, N., Redzic, N., Jovicic, G., Batinic, B., Stanisavljevic, N., Abuhress, O.A. (2010) A fast method for the analysis of municipal solid waste in developing countries – Case study of Serbia. *Environ Eng Manag J*, 9, 1021-1029.
394. Wang, G., Qin, L., Li, G., Chen, L. (2009) Landfill site selection using spatial information technologies and AHP: a case study in Beijing, China. *J. Environ. Manag.*, 90, 2414-2421.
395. Wang, L.K., Wang, M.S., Huang, Y.T. (2022) Solid Waste Engineering and Management, Volume 2. Sanitary Landfill Types and Design, 543-597. Springer Nature Switzerland AG. ISBN: 978-3-030-89336-1.
396. Wang, X., Dan, Z., Cui, X., Zhang, R., Zhou, S., Wenga, T., Yan, B., Chen, G., Zhang, Q., Zhong, L. (2020) Contamination, ecological and health risks of trace elements in soil of landfill and geothermal sites in Tibet. *Science of The Total Environment*, 715, 136639.
397. Wang, Y.K., Yang, J.P., Peng, X.Y. (2012) Research of Stratified Compaction Process of Municipal Solid Waste. *Advanced Materials Research*, 599, 640-646.
398. Wen, X., Zhen, L. (2020) Soil erosion control practices in the Chinese Loess Plateau: A systematic review. *Environmental Development*, 34, 100493.
399. White, J.K., Beaven, R.P., Powrie, W., Knox, K. (2011) Leachate recirculation in a landfill: Some insights obtained from the development of a simple 1-D model. *Waste Manage.*, 31(6), 1210–1221.
400. WHO (2022) Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda. Geneva: World Health Organisation.
401. Wikum, D.A., Shanholtzer, G.F. (1978) Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental Management volume, 2*, 323-329.
402. Williams, P.T. (2005) Waste Treatment and Disposal, Second Edition. John Wiley & Sons, Ltd., West Sussex, England. ISBN: 0-470-849912-6.
403. Wiszniowski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J.V. (2006) Landfill leachate treatment methods: a review. *Environ. Chem. Lett.*, 4, 51-61.
404. World Bank (2018) What a Waste: An Updated Look into the Future of Solid Waste Management. <https://www.worldbank.org/en/news/immersive-story/2018/09/20/what-a-waste-an-updated-look-into-the-future-of-solid-waste-management>

405. Wu, D., Ma, R., Wei, H., Yang, K., Xie, B. (2018) Simulated discharge of treated landfill leachates reveals a fueled development of antibiotic resistance in receiving tidal river. *Environmental International*, 114, 143-151.
406. Wu, G., Wang, L., Yang, R., Hou, W., Zhang, S., Guo, X., Zhao, W. (2022) Pollution characteristics and risk assessment of heavy metals in the soil of a construction waste landfill site. *Ecological Informatics*, 70, 101700.
407. Wuana, R.A., Okieimen, F.E. (2011) Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International Scholarly Research Notices*, 2011, 1-20.
408. Yamakanamardi, S.V., Hampannavar, U.S., Purandara, B.K. (2011) Assessment of chloride concentration in groundwater: A case study for Belgaum City. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(1), 271-280.
409. Yan, J., Lazouskaya, V., Jin, Y. (2016) Soil colloid release affected by dissolved organic matter and redox conditions. *Vadose Zone Journal*, 15(3), 1-10.
410. Yildirim, V., Memisoglu, T., Bediroglu, S., Colak, E. (2017) Municipal solid waste landfill site selection using multi-criteria decision making and GIS: case study of Bursa province. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.*, 26(2), 107-119.
411. Yoon, K. (1987) A reconciliation among discrete compromise situations. *J Oper Res Soc*, 38(3), 277-286.
412. Youcai, Z., Ziyang, L. (2017) Pollution Control and Resource Recovery, Municipal Solid Wastes at Landfill. Chapter 1: General Structure of Sanitary Landfill, 1-10. Elsevier Inc., Kidlington, Oxford OX5 1GB, United Kingdom. ISBN: 978-0-12-811867-2.
413. Yusof, N., Haraguchi, A., Hassan, M.A., Othman, M.R., Wakisaka, M., Shirani, Y. (2009) Measuring organic carbon, nutrients and heavy metals in rivers receiving leachate from controlled and uncontrolled municipal solid waste (MSW) landfills. *Waste Management*, 29(10), 2666-2680.
414. Zakon o komunalnim delatnostima ("Sl. glasnik RS", br. 88/2011, 104/2016 i 95/2019).
415. Zakon o upravljanju otpadom ("Sl. glasnik RS", br. 36/2009, 88/2010, 14/2016, 95/2018 - dr. zakon).
416. Zakon o vodama ("Sl. glasnik RS", br. 30/2010, 93/2012, 101/2016, 95/2018 i 95/2018 - dr. zakon).
417. Zamorano, M., Garrido, E., Moreno, B., Paolini, A., Ramos, A. (2006) Description of the eviave methodology for environmental diagnosis of municipal waste landfills. *Int. J. Sus. Dev. Plann.*, 1(3), 303-316.
418. Zamorano, M., Molero, E., Hurtado, Á., Grindlay, A., Ramos, Á. (2008) Evaluation of a municipal landfill site in Southern Spain with GIS-aided methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 160, 473-481.
419. Zamorano, M., Paolini, A., Ramos, A., Rodríguez, M.L. (2009) Adapting EVIAVE methodology as a planning and decision-making tool in Venezuela. *Journal of Hazardous Materials*, 172, 993-1006.
420. Zekkos, D., Bray, J.D., Kavazanjian, E., Matasovic, N., Rathje, E.M., Riemer, M., Stokoe, K.H. (2006) Unit Weight of Municipal Solid Waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132, 1250-1261.

421. Zelenovic Vasiljevic, T., Srdjevic, Z., Bajcetic, R., Vojinovic Miloradov, M. (2012) GIS and the analytic hierarchy process for regional landfill site selection in transitional countries: a case study from Serbia. *J. Environ. Manag.*, 49, 445-458.
422. Zeng, D., Chen, G., Zhou, P., Xu, H., Qiong, A., Duo, B., Lu, X., Wang, Z., Han, Z. (2021) Factors influencing groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in the Qinghai-Tibetan plateau. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211, 111913.
423. Zhang, C., Xu, T., Feng, H., Chen, S. (2019) Greenhouse Gas Emissions from Landfills: A Review and Bibliometric Analysis. *Sustainability*, 11, 2282.
424. Zhao, D., Hao, Z., Wang, J., Tao, J. (2013) Effects of pH in irrigation water on plant growth and flower quality in herbaceous peony (*Paeonia lactiflora* Pall.). *Scientia Horticulturae*, 154, 45-53.
425. Zionts, S. (1979) MCDM—if not a roman numeral, then what? *Interfaces*, 9(4), 94-101.
426. Zuezo, V.H.D., Martínez, J.R.F., Pleguezuelo, C.R.R., Raya, A.M., Rodríguez, B.C. (2006) Soil-erosion and runoff prevention by plant covers in a mountainous area (se Spain): Implications for sustainable agriculture. *Environmentalist volume*, 26, 309-319.

7. PRILOG

P-1. Opis instrumentalnih i analitičkih metoda pripreme i analize uzoraka podzemne vode i zemljišta

Analiza odabranih metala/metaloida u uzorcima podzemne vode (prethodno konzerviranih sa ccHNO_3 (p.a., $\geq 65\%$ (T.))) izvršena je atomskom apsorpcionom spektrometrijom (plamena (FAAS) i grafitna (GFAAS) tehnika) prema standardnim metodama EPA 7010 i EPA 7000b. Živa je analizirana tehnikom hladnih para (CVAAS) prema adaptiranoj EN 1483:2008 metodi.

Policiklični aromatični ugljovodonici (PAH) analizirani su nakon tečno-tečne ekstrakcije prema standardnoj metodi EPA 3510C. 16 jedinjenja iz grupe EPA prioriternih PAH su analizirana gasnom hromatografijom sa masenim detektorom (Agilent Technologies 7890A GC System/5975C VL MSD) i Agilent J&W Scientific DB-5MS kolonom, prateći uputstva standardnih metoda: EPA 1996b, EPA 1996c, EPA, 2007b i EPA, 2008. Sledeća jedinjenja pripadajuće grupe su analizirana: naftalen, antracen, fenantren, flouranten, benzo(a)antracen, krizen, benzo(k)fluoranten, benzo(a)piren, benzo(g,h,i)perilen, indeno(1,2,3-cd)piren, piren, benzo(b)fluoranten, dibenzo(a,h)antracen, acenaften, acenaftilen i fluoren. Pesticidi, prioritetni pesticidi i alkil fenoli analizirani su gasnom hromatografijom sa detektorom sa zahvatom elektrona (Agilent Technologies GC System/Agilent Technologies 6890 sa ^{63}Ni μECD) i kapilarno gasno-hromatografskom kolonom (Agilent J&W Scientific DB-XLB), nakon tečno-tečne ekstrakcije uzoraka podzemne vode u skladu sa standardnom metodom EPA 3510C.

Standardne metode korišćene za određivanje relevantnih terenskih, opštih i fizičko-hemijskih parametara kvaliteta podzemne vode date su u tabeli P-1.

Priprema uzoraka zemljišta obuhvatala je sušenje na vazduhu u skladu sa standardnom metodom ISO 11464:2006, usitnjavanje i prosejavanje kroz sito otvora 250 μm , nakon čega je izvršeno određivanje sadržaja: suve materije (SRPS EN 12879:2007), organske materije (SRPS EN 12879:2007) i gline (frakcija $< 2\mu\text{m}$) (ISO 11277:2009).

Analiza metala u zemljištu izvršena je određivanjem pseudo-ukupnog sadržaja metala prema metodi EPA 3051a, što uključuje odmeravanje 0,5000 g suvog uzorka i zatim tretiranje sa carskom vodom, posle čega je izvršena mikrotalasna digestija i konačno filtriranje kroz filter hartiju. Analiza pripremljenih ekstrakata izvršeno je po istom principu kao i za uzorke podzemne vode. Prema Uredbi o programu sistematskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa ("Sl. glasnik RS", br. 88/2010 i 30/2018), sadržaj metala izražen je kao korigovan prema standardnom zemljištu sa udelom gline 25% i organske materije 10%. Sadržaj mineralnih ulja u zemljištu određen je gasnom hromatografijom sa plamenom jonizujućom detekcijom (GC-FID; Agilent Technologies 6890) prema SRPS ISO/TR 11046:2005 standardnoj metodi. Analiza 16 EPA prioriternih jedinjenja grupe PAH u zemljištu izvršena je na isti način kao i podzemna voda, sa razlikom pripreme uzorka, što je obuhvatilo ekstrakciju PAH (ultrazvučna ekstrakcija, EPA 3550b), prečišćavanje ekstrakta (EPA 3660b i EPA 3630C) i uparavanje ekstrakta do suva u struji azota (EPA 3630C).

Tabela P-1. Metode analize metala i opštih i fizičko-hemijskih parametara kvaliteta podzemne vode

Parametar	Metoda	MDL	PQL	Opseg merenja
pH	SRPS H.Z1.111:1987	-	-	0 - 14
Temperatura	SRPS H.Z1.106:1970	-	-	0,0 - 100,0 °C
Elektroprovodljivost	SRPS EN 27888:1993	0,51 µS/cm	2,57 µS/cm	1 - 1000 µS/cm
Rastvoreni kiseonik	SRPS EN 25814:2009	-	-	0,0 - 20,00 mg/l
Suspendovane materije	APHAWWA-WEF 2540 D	5 mg/l	12 mg/l	od 12 mg/l
Ukupan suvi ostatak	SM 2540 B	12 mg/l	23 mg/l	23 - 200000 mg/l
HPK	SRPS ISO 6060:1994	16 mg/l	32 mg/l	32 - 20000 mg/l
BPK ₅	H1.002	2 mg/l	4 mg/l	4 - 20000 mg/l
Utročak KMnO ₄	SRPS EN ISO	0,5 mg/l	1,4 mg/l	od 1,4 mg/l
Ukupan organski ugljenik	SRPS ISO 8245:2007	0,20 mg/l	0,5 mg/l	0,5 - 25 mg/l
Ukupan azot	H1.011	0,002 mg/l	0,005 mg/l	0,005 - 1000 mg/l
Ukupan neorganski azot	H1.011	0,002 mg/l	0,005 mg/l	0,005 - 1000 mg/l
Amonijak	SRPS ISO H.Z1.184:1974	0,02 mg/l	0,06 mg/l	0,05 - 5000 mg/l
Nitriti	SRPS EN 26777:2009	0,002 mg/l	0,005 mg/l	0,005 - 1000 mg/l
Nitrati	SRPS ISO 7890-3:1994	0,01 mg/l	0,02 mg/l	0,02 - 1000 mg/l
	P-V-31/C	0,02 mg/l	0,04 mg/l	0,04 - 1000 mg/l
Ukupan fosfor	SRPS EN ISO 6878:2008	0,005 mg/l	0,011 mg/l	0,011 - 5000 mg/l
Ortofosfati	SRPS EN ISO 6878:2008	0,005 mg/l	0,011 mg/l	0,011 - 5000 mg/l
Hloridi	SRPS ISO 9297-1:2007	4 mg/l	8 mg/l	od 8 mg/l
Sulfidi	SM 4500-S ²⁻ E	0,5 mg/l	1,0 mg/l	od 1,0 mg/l
Sulfati	P-V-44A	5 mg/l	10 mg/l	od 10 mg/l
Gvožđe	EPA 7000b (FAAS)	0,068 mg/l	0,14 mg/l	0,1 - 5000 mg/l
Mangan	EPA 7010 (GFAAS)	1,15 µg/l	2,34 µg/l	2,3 µg/l - 1000 mg/l
Nikl		1,09 µg/l	2,2 µg/l	2,2 µg/l - 1000 mg/l
Cink		0,011 mg/l	0,023 mg/l	0,023 - 1000 mg/l
Olovo		2,92 µg/l	5,92 µg/l	5,9 µg/l - 5000 mg/l
Kadmijum		0,07 µg/l	0,15 µg/l	0,15 µg/l - 1000 mg/l
Hrom		0,44 µg/l	0,90 µg/l	0,90 µg/l - 1000 mg/l
Bakar		0,45 µg/l	0,90 µg/l	0,90 µg/l - 1000 mg/l
Arsen		1,28 µg/l	2,60 µg/l	2,60 - 5000 µg/l
Živa	H1.004 (EN 1483:2008) (CVAAS)	0,16 µg/l	0,5 µg/l	0,5 - 5000 µg/l

Tabela P-2. Metode analize organskih polutanata u podzemnoj vodi

Parametar	Metoda	MDL (ng/l)	PQL (ng/l)
Naftalen	SM 6440	2,00 ng/l	5,00 ng/l
Antracen		0,887 ng/l	2,22 ng/l
Fenantren		1,38 ng/l	3,45 ng/l
Fluoranten		1,30 ng/l	3,25 ng/l
Fluoren		1,23 ng/l	3,08 ng/l
Acenaften		2,07 ng/l	5,18 ng/l
Acenaftilen		1,80 ng/l	4,50 ng/l
Piren		0,89 ng/l	2,23 ng/l
Benzo(a)antracen		3,83 ng/l	9,58 ng/l
Krizen		4,10 ng/l	10,30 ng/l
Benzo(a)piren		15,0 ng/l	30,0 ng/l
Benzo(b)fluoranten+Benzo(k)fluoranten		4,95 ng/l	12,40 ng/l
Benzo(g,h,i)perilen		15,0 ng/l	30,0 ng/l
Dibenzo(a,h)antracen+Indeno(1,2,3-cd)piren		15,0 ng/l	30,0 ng/l
Hloroform	H1.001	0,32 µg/l	1,6 µg/l
1,1,1-trihloretan		0,052 µg/l	0,26 µg/l
1,2-dihloretan		0,049 µg/l	0,245 µg/l
Benzen		0,073 µg/l	0,365 µg/l
Trihloretilen		0,121 µg/l	0,605 µg/l
BDHM		0,096 µg/l	0,48 µg/l
Toluol		0,211 µg/l	1,06 µg/l
DBHM		0,096 µg/l	0,48 µg/l
Tetrahaloroetilen		0,102 µg/l	0,51 µg/l
Hlorbenzen		0,124 µg/l	0,62 µg/l
Etilbenzen		0,13 µg/l	0,65 µg/l
m+p-ksilen		0,156 µg/l	0,78 µg/l
o-ksilen		0,206 µg/l	1,03 µg/l
Bromoform		0,144 µg/l	0,72 µg/l
1,2-dihlorobenzen		0,229 µg/l	1,15 µg/l
1,4-dihlorobenzen		0,263 µg/l	1,32 µg/l
Vinilhlorid		0,1 µg/l	0,5 µg/l
Alahlor	H1.013 (EPA	20 ng/l	50 ng/l
Atrazin	3510C)	40 ng/l	100 ng/l
Simazin		20 ng/l	50 ng/l
Hlorpirifos		20 ng/l	50 ng/l
Trifluralin		1,51 ng/l	3,02 ng/l
Pentahlorbenzen		1,09 ng/l	2,18 ng/l
Heksahlorbenzen		1,93 ng/l	3,87 ng/l
4-nonilfenol	EPA 3510C	20 ng/l	40 ng/l
4-oktilfenol		10 ng/l	20 ng/l
alfa-HCH	H1.010	2,00 ng/l	5,00 ng/l
beta-HCH		2,00 ng/l	5,00 ng/l
gama-HCH (lindan)		1,30 ng/l	3,25 ng/l
delta-HCH		1,00 ng/l	2,50 ng/l
Heptahlor		1,00 ng/l	2,50 ng/l
Heptahlorepoksid		1,00 ng/l	2,50 ng/l
Aldrin		1,00 ng/l	2,50 ng/l
Dieldrin		2,50 ng/l	6,25 ng/l
Endrin		2,50 ng/l	6,25 ng/l
Endrinaldehid		0,70 ng/l	1,75 ng/l
Endosulfansulfat		1,00 ng/l	2,50 ng/l
Endosulfan I		1,00 ng/l	2,50 ng/l
Endosulfan II		1,00 ng/l	2,50 ng/l
4,4'-DDT		2,0 ng/l	5,0 ng/l
4,4'-DDD		0,80 ng/l	2,00 ng/l
4,4'-DDE		1,90 ng/l	4,75 ng/l

Tabela P-3. Metode analize uzoraka zemljišta

Parametar	Metoda	MDL	PQL
Sadržaj organske materije	SRPS EN 12879:2007	-	-
Sadržaj gline	ISO 11277:2009	-	-
Nikl	EPA 7000b (FAAS)	0,05 mg/kg	0,11 mg/kg
Cink	EPA 7010 (GFAAS)	0,6 mg/kg	1,2 mg/kg
Olovo		0,15 mg/kg	0,30 mg/kg
Kadmijum		0,007 mg/kg	0,015 mg/kg
Hrom		0,022 mg/kg	0,045 mg/kg
Bakar		1,1 mg/kg	2,2 mg/kg
Arsen		0,06 mg/kg	0,13 mg/kg
Živa	H1.004 (EN 1483:2008) (CVAAS)	0,012 mg/kg	0,025 mg/kg
Naftalen	EPA 8270C	2,58 µg/kg	6,46 µg/kg
Antracen	EPA 3660B	7,31 µg/kg	10,8 µg/kg
Fenantren	EPA 3630C	3,70 µg/kg	9,26 µg/kg
Fluoranten	EPA 3550b	3,92 µg/kg	9,80 µg/kg
Fluoren		3,91 µg/kg	9,78 µg/kg
Acenaften		3,89 µg/kg	9,77 µg/kg
Acenaftenil		3,93 µg/kg	9,81 µg/kg
Piren		3,97 µg/kg	9,92 µg/kg
Benzo(a)antracen		4,43 µg/kg	11,1 µg/kg
Krizen		3,95 µg/kg	9,23 µg/kg
Benzo(a)piren		4,45 µg/kg	11,1 µg/kg
Benzo(b)fluoranten+		3,69 µg/kg	9,88 µg/kg
Benzo(k)fluoranten			
Benzo(g,h,i)perilen		4,77 µg/kg	11,9 µg/kg
Dibenzo(a,h)antracen+		4,21 µg/kg	10,5 µg/kg
Indeno(1,2,3-cd)piren			
Mineralna ulja	SRPS ISO/TR 11046:2005	50 mg/kg	125 mg/kg

Tabela P-4. Rezultati monitoringa kvaliteta podzemne vode na deponijama G i M

Parametar	Jedinica mere	PV1 (G)				PV1 (M)			
		2017		2018		2017		2018	
		1	2	1	2	1	2	1	2
Temperatura	°C	9,1	16,1	14,3	11,2	12,7	14,4	13,2	15,6
pH	-	7,52	7,62	7,44	7,71	8,01	7,60	7,78	7,56
Elektroprovodljivost	µS/cm	690	740	830	842	1037	1520	1322	1478
Rastvoreni kiseonik	mg/l	1,70	1,90	2,12	2,21	2,60	1,80	2,24	2,54
Suspendovane materije	mg/l	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12
Rastvorene materije	mg/l	787	879	821	897	819	998	945	864
HPK	mg/l	37	33	41	35	<32	<32	<32	<32
BPK ₅	mg/l	18	9	14	11	6	5	6	6
TOC	mg/l	17,20	2,62	5,67	8,22	3,97	4,56	5,41	4,89
Utrošak KMnO ₄	mg/l	16,6	10,6	21,2	13,9	14,8	16,4	16,4	15,6
Ukupan azot	mg/l	1,42	1,94	1,65	2,12	1,33	3,34	3,08	2,76
Ukupan neorganski azot	mg/l	0,70	0,75	0,80	0,81	1,33	2,65	2,02	2,42
Amonijak	mg/l	0,57	0,34	0,55	0,61	1,16	0,45	0,88	1,06
Nitrati	mg/l	0,24	0,41	0,22	0,19	0,15	2,09	1,14	1,33
Nitriti	mg/l	0,005	0,005	0,006	0,006	0,005	0,007	0,006	0,007
Ukupan fosfor	mg/l	0,64	2,60	1,22	1,60	0,30	0,51	0,45	0,39
Ortofosfati	mg/l	0,12	0,15	0,10	0,16	0,12	0,51	0,40	0,35
Hloridi	mg/l	58,4	44,5	67,5	72,1	103,0	112,0	121,4	101,8
Sulfati	mg/l	29,0	56,0	66,0	55,0	36,0	58,0	61,2	40,4
Sulfidi	mg/l	5,6	4,2	7,0	5,2	4,4	5,8	5,4	4,6
Gvožđe	mg/l	1,98	2,37	2,20	2,63	6,64	7,27	6,23	7,31
Mangan	mg/l	0,212	0,152	0,224	0,137	0,135	0,150	0,111	0,156
Nikl	µg/l	7,10	3,41	4,51	5,69	6,47	2,68	5,55	3,18
Cink	mg/l	0,141	0,338	0,220	0,287	0,043	0,338	0,214	0,176
Kadmijum	µg/l	0,87	0,44	0,36	0,53	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15
Hrom	µg/l	44,4	21,4	38,55	15,43	56,08	35,65	44,51	31,25
Bakar	µg/l	0,08	0,49	0,29	0,31	0,08	0,47	0,33	0,25
Olovo	µg/l	10,20	6,87	8,54	9,48	26,28	14,54	22,87	18,92
Arsen	µg/l	13,18	14,61	12,89	14,24	67,00	69,50	68,21	66,24
Živa	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
ΣPAH ₁₆	ng/l	149,9	155,2	159,4	164,1	156,4	158,8	164,7	162,8

Tabela P-5. Rezultati monitoringa kvaliteta podzemne vode na deponiji Z

Parametar	Jedinica mere	PV1 (Z)		PV2 (Z)		PV3 (Z)	
		2017	2018	2017	2018	2017	2018
Temperatura	°C	13,8	27,5	14,2	19,2	15,2	14,4
pH	-	7,31	7,42	7,64	7,62	7,58	7,56
Elektroprovodljivost	µS/cm	3110	2552	2100	1086	982	1154
Rastvoreni kiseonik	mg/l	0,80	0,60	0,70	0,70	1,80	1,60
Suspendovane materije	mg/l	202	241	463	302	122	270
Rastvorene materije	mg/l	799	844	868	918	952	1022
HPK	mg/l	310	196	207	155	52	58
BPK ₅	mg/l	70	14	50	18	10	12
TOC	mg/l	22,50	9,46	19,54	6,39	2,27	2,66
Utrošak KMnO ₄	mg/l	31,2	44,6	51,6	40,2	56,5	60,2
Ukupan azot	mg/l	37,30	50,10	43,70	30,23	3,25	18,42
Ukupan neorganski azot	mg/l	13,58	42,55	9,43	16,21	2,42	5,02
Amonijak	mg/l	13,20	42,50	9,40	15,24	2,33	4,68
Nitrati	mg/l	0,16	0,21	0,43	0,34	0,18	0,17
Nitriti	mg/l	0,031	0,331	0,172	0,152	0,197	0,188
Ukupan fosfor	mg/l	0,16	3,84	3,30	1,80	0,12	1,84
Ortofosfati	mg/l	0,14	1,97	1,73	1,42	0,10	1,07
Hloridi	mg/l	241,0	201,4	145,0	155,7	35,4	42,5
Sulfati	mg/l	221,0	192,8	179,0	145,6	110,0	104,7
Sulfidi	mg/l	10,2	9,8	4,2	9,8	4,0	6,8
Gvožđe	mg/l	4,57	5,90	3,62	3,87	0,23	0,42
Mangan	mg/l	0,408	1,370	0,908	0,883	0,269	0,245
Nikl	µg/l	22,52	35,10	18,78	24,25	36,11	46,59
Cink	mg/l	0,100	0,362	0,133	0,176	0,051	0,088
Kadmijum	µg/l	0,568	0,607	0,877	0,899	0,988	0,952
Hrom	µg/l	17,89	32,2	7,47	15,24	4,07	5,67
Bakar	µg/l	28,48	54,20	41,84	37,88	24,03	25,64
Olovo	µg/l	22,11	30,70	11,90	8,77	7,58	8,05
Arsen	µg/l	24,50	40,90	12,46	17,54	4,54	5,65
Živa	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
ΣPAH ₁₆	ng/l	688,4	707,8	382,6	437,4	171,3	182,5

Tabela P-6. Rezultati monitoringa kvaliteta podzemne vode na deponiji SM

Parametar	Jedinica	PV1 (SM)				PV2 (SM)				PV3 (SM)			
		mere	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017
Temperatura	°C	9,9	6,0	15,1	16,9	8,9	6,2	15,2	14,8	16,9	12,9	15,4	12,4
pH	-	7,40	7,10	7,30	7,64	7,40	7,10	8,89	9,53	7,59	7,45	7,16	7,57
Elektroprovodljivost	µS/cm	1228	1539	1080	1320	1237	1539	1480	720	1874	1885	1890	1220
Rastvoreni kiseonik	mg/l	3,20	3,10	3,10	3,00	0,90	0,70	0,80	0,70	2,10	0,90	0,80	0,70
Suspendovane materije	mg/l	152	120	207	85	81	70	323	59	94	166	246	118
Rastvorene materije	mg/l	726	781	758	912	708	826	868	486	702	2024	2250	736
HPK	mg/l	<32	<32	<32	56	<32	<32	76	75	63	132	125	75
BPK ₅	mg/l	15	8	16	11	8	12	8	14	17	58	56	8
TOC	mg/l	6,59	6,11	6,48	5,89	9,89	9,21	9,04	8,59	38,80	38,73	37,20	22,10
Utrošak KMnO ₄	mg/l	15,7	24,4	25,4	23,9	25,9	25,7	24,5	14,7	98,7	98,0	91,1	35,4
Ukupan azot	mg/l	1,24	1,81	5,91	1,54	1,99	2,09	4,33	2,64	2,36	13,11	13,00	7,90
Ukupan neorganski azot	mg/l	1,10	1,68	4,66	0,88	1,92	1,10	3,41	2,01	1,81	11,98	10,75	5,84
Amonijak	mg/l	1,01	1,63	4,51	0,82	1,86	1,01	3,18	1,95	1,80	10,74	10,65	5,82
Nitrati	mg/l	0,09	0,05	0,13	0,03	0,06	0,09	0,10	0,03	0,07	0,08	0,08	0,03
Nitriti	mg/l	0,007	0,007	0,021	0,023	0,007	0,007	0,008	0,009	0,007	0,006	0,004	0,017
Ukupan fosfor	mg/l	0,09	0,09	0,05	0,48	0,04	0,02	0,17	0,43	0,26	0,17	0,09	0,21
Ortofosfati	mg/l	0,07	0,07	0,02	0,07	0,02	0,01	0,03	0,07	0,01	0,08	0,07	0,04
Hloridi	mg/l	130,6	127,9	54,4	48,1	130,0	36,9	50,5	45,0	438,0	366,3	279,8	79,1
Sulfati	mg/l	94,3	93,8	141,0	97,0	96,5	121,4	31,0	14,0	61,3	186,2	181,0	51,0
Sulfidi	mg/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Gvožđe	mg/l	7,93	7,77	7,67	7,85	6,47	6,24	6,15	17,64	7,67	27,11	26,90	6,29
Mangan	mg/l	0,390	0,311	0,238	3,260	0,318	0,310	1,760	2,640	0,840	1,052	0,828	3,340
Nikl	µg/l	15,66	13,95	12,50	7,80	13,66	10,52	9,53	5,24	29,51	33,07	32,70	5,80
Cink	mg/l	0,298	0,060	0,112	0,097	0,070	0,055	0,087	0,081	0,060	0,100	0,101	0,090
Kadmijum	µg/l	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15
Hrom	µg/l	7,45	5,21	2,58	2,63	7,05	7,28	17,71	2,63	17,21	13,76	8,08	2,02
Bakar	µg/l	20,09	25,54	13,10	22,09	10,83	9,25	5,48	3,66	4,22	3,25	4,02	3,46
Olovo	µg/l	72,42	34,21	19,50	24,95	62,87	37,65	29,40	30,90	41,24	37,54	33,30	26,42
Arsen	µg/l	3,54	3,33	2,07	1,99	3,27	3,19	2,02	3,12	4,60	3,42	2,12	9,04
Živa	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
ΣPAH ₁₆	ng/l	167,0	162,1	159,2	154,2	149,9	149,9	149,9	149,9	190,6	181,3	167,7	155,6

Tabela P-7. Rezultati monitoringa kvaliteta podzemne vode na deponiji S

Parametar	Jedinica mere	PV1 (S)						PV2 (S)						PV3 (S)					
		2016		2017		2018		2016		2017		2018		2016		2017		2018	
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Temperatura	°C	12,8	13,3	16,3	15,1	12,9	13,1	17,5	15,3	12,8	10,4	16,7	15,7	12,5	11,8	14,0	15,9	13,1	12,2
pH	-	7,08	7,60	7,59	7,33	7,22	7,81	7,80	7,50	7,40	8,76	7,65	7,76	7,08	8,19	7,92	7,68	7,58	7,94
Elektroprovodljivost	μS/cm	750	935	860	1210	435	483	510	720	480	421	570	610	555	425	520	655	431	542
Rastvoreni kiseonik	mg/l	0,20	0,18	0,17	0,19	0,38	0,32	0,30	0,22	0,32	0,30	0,18	0,21	0,28	0,30	0,30	0,29	0,42	0,40
Suspendovane materije	mg/l	32	94	68	114	45	47	55	32	181	107	24	38	25	102	24	23	22	47
Rastvorene materije	mg/l	655	753	748	688	535	508	590	527	544	529	408	415	645	624	532	598	593	598
HPK	mg/l	38	<32	<32	33	35	32	33	32	<32	33	32	33	73	33	32	33	50	32
BPK ₅	mg/l	10	8	13	8	8	8	10	8	8	8	9	10	8	8	11	13	8	9
TOC	mg/l	3,14	20,20	2,31	4,22	3,11	21,01	2,83	2,81	2,11	4,43	2,29	3,01	3,88	4,38	3,22	3,12	3,65	17,40
Utrošak KMnO ₄	mg/l	19,0	7,8	6,1	19,0	13,3	10,1	5,1	7,3	17,7	4,6	3,8	4,1	12,6	4,5	<0,5	3,2	16,4	8,1
Ukupan azot	mg/l	2,17	2,26	1,14	1,51	2,46	1,75	2,15	4,56	1,90	1,41	1,69	2,93	3,14	1,39	2,08	2,59	2,45	2,06
Ukupan neorganski azot	mg/l	1,89	0,93	0,71	1,53	0,84	1,17	1,68	1,26	1,40	0,87	1,13	1,72	1,47	1,75	1,47	1,34	1,16	1,63
Amonijak	mg/l	1,86	0,90	0,70	1,38	0,83	0,98	0,97	0,75	1,35	0,77	0,88	1,22	1,45	1,64	1,36	1,09	0,97	1,02
Nitrati	mg/l	0,16	0,12	0,21	0,15	0,10	0,17	0,61	0,50	0,12	0,08	0,24	0,28	0,28	0,08	0,11	0,23	0,17	0,62
Nitriti	mg/l	0,008	0,020	0,016	0,019	0,016	0,013	0,018	0,015	0,030	0,029	0,015	0,025	0,023	0,028	0,006	0,018	0,018	0,007
Ukupan fosfor	mg/l	0,86	0,47	1,04	0,18	0,24	0,47	1,24	0,19	0,16	0,28	1,02	1,15	0,15	0,15	0,81	0,91	0,18	0,19
Ortofosfati	mg/l	0,83	0,41	0,50	0,16	0,22	0,33	0,60	0,13	0,15	0,20	0,95	0,98	0,14	0,11	0,07	0,07	0,18	0,09
Hloridi	mg/l	116,0	175,0	161,0	133,0	88,9	112,8	168,3	163,8	88,9	95,3	87,1	79,2	85,3	94,9	82,7	73,5	80,7	82,1
Sulfati	mg/l	32,4	16,7	48,4	17,3	17,4	18,6	30,1	12,9	39,7	21,8	29,9	30,0	23,4	20,2	17,8	18,7	19,9	18,0
Sulfidi	mg/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Gvožđe	mg/l	0,94	2,49	9,63	2,76	2,22	0,97	1,82	1,54	1,77	1,42	4,47	3,82	1,87	1,46	1,18	2,31	2,48	2,81
Mangan	mg/l	0,118	0,126	0,199	0,341	0,113	0,093	0,053	0,071	0,077	0,070	0,410	0,324	0,094	0,081	0,070	0,041	0,071	0,060
Nikl	μg/l	27,54	24,31	27,98	22,20	11,09	13,46	14,68	27,87	17,45	22,20	26,54	16,43	19,98	20,41	14,88	18,54	15,98	22,63
Cink	mg/l	0,252	0,273	0,520	0,479	0,297	0,342	0,270	0,205	0,398	0,295	0,290	0,310	0,246	0,272	0,510	0,760	0,332	0,440
Kadmijum	μg/l	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15
Hrom	μg/l	2,02	2,28	4,45	5,08	7,21	4,13	9,3	8,42	7,4	1,54	3,28	4,23	4,77	10,1	8,77	5,61	4,65	1,48
Bakar	μg/l	27,49	23,90	33,41	37,75	25,66	114,20	54,10	12,98	19,78	27,90	18,20	21,60	35,50	24,80	33,80	23,10	37,41	29,00
Olovo	μg/l	35,38	35,30	46,63	37,71	59,10	192,10	84,64	29,40	20,56	23,80	38,88	20,20	62,11	47,60	42,80	44,30	43,73	98,20
Arsen	μg/l	87,57	38,90	69,20	36,20	46,40	40,90	30,36	48,77	56,12	43,05	53,60	43,80	36,03	38,08	99,10	102,90	72,30	43,10
Živa	μg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
ΣPAH ₁₆	ng/l	187,8	181,1	163,1	206,8	161,9	176,3	249,9	157,8	390,0	170,3	182,8	183,9	182,8	195,4	255,6	258,0	175,3	165,2

Tabela P-8. Rezultati monitoringa kvaliteta zemljišta na deponijama G, M i Z

Parametar	Jedinica mere	Z1 (G)		Z1 (M)		Z1 (Z)	
		2017	2018	2017	2018	2016	2017
Sadržaj vlage	%	1,76	1,93	2,16	22,90	15,00	15,70
Sadržaj organske materije	%	1,37	1,03	1,70	5,90	10,90	4,60
Sadržaj gline	%	11,00	15,00	2,16	22,90	31,90	15,50
Nikl	mg/kg	88,80	83,00	74,00	88,40	15,40	21,10
Cink	mg/kg	70,20	109,00	87,00	275,00	60,30	83,20
Kadmijum	mg/kg	2,74	2,22	2,11	2,81	2,76	4,72
Hrom	mg/kg	37,40	76,00	61,00	162,00	31,50	25,10
Bakar	mg/kg	26,60	26,00	38,00	70,50	20,40	22,30
Olovo	mg/kg	32,50	21,00	15,00	42,10	69,10	94,70
Arsen	mg/kg	11,24	10,76	14,52	52,60	0,71	3,31
Živa	mg/kg	0,13	0,22	0,34	0,46	0,07	0,09
∑PAH ₁₀	μg/kg	234,14	200,54	297,14	212,34	61,72	80,35
∑PAH ₁₆	μg/kg	350,41	309,01	462,41	341,21	100,63	136,67
Mineralna ulja	mg/kg	62,98	76,40	35,11	44,21	177,00	294,00

Tabela P-9. Rezultati monitoringa kvaliteta zemljišta na deponiji SM

Parametar	Jedinica mere	Z1 (SM)				Z2 (SM)			
		2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019
Sadržaj vlage	%	0,26	2,30	3,02	3,80	0,70	2,77	2,45	3,18
Sadržaj organske materije	%	0,73	1,91	3,25	2,92	0,70	2,94	1,41	2,36
Sadržaj gline	%	9,60	42,50	35,00	38,00	21,34	40,00	35,00	36,00
Nikl	mg/kg	117,00	92,00	84,70	35,05	121,00	133,00	92,70	58,11
Cink	mg/kg	73,00	84,00	87,00	43,15	68,50	101,00	83,10	53,70
Kadmijum	mg/kg	2,18	1,44	1,14	0,74	3,91	1,34	1,14	0,46
Hrom	mg/kg	47,60	83,00	128,80	19,18	49,20	86,00	90,80	16,79
Bakar	mg/kg	30,70	33,00	28,90	20,36	30,20	39,00	21,70	24,61
Olovo	mg/kg	48,20	20,00	13,00	23,91	41,20	16,00	18,20	35,01
Arsen	mg/kg	1,80	15,00	12,30	25,00	0,04	10,00	15,60	19,25
Živa	mg/kg	0,42	0,65	1,05	1,12	0,42	0,54	1,12	1,54
∑PAH ₁₀	μg/kg	84,08	244,93	77,01	77,01	84,08	200,93	77,01	77,01
∑PAH ₁₆	μg/kg	124,93	363,90	110,79	110,79	124,93	292,90	110,79	110,79
Mineralna ulja	mg/kg	10,24	35,93	6,59	8,92	10,22	31,89	8,17	10,64

Tabela P-10. Rezultati monitoringa kvaliteta zemljišta na deponiji S

Parametar	Jedinica mere	Z1 (S)			Z2 (S)			Z3 (S)		
		2016	2018	2019	2016	2018	2019	2016	2018	2019
Sadržaj vlage	%	25-50	25-50	25-50	25-50	25-50	25-50	25-50	25-50	25-50
Sadržaj organske materije	%	16,50	16,04	16,78	17,92	17,60	18,18	18,11	19,04	18,44
Sadržaj gline	%	4,32	4,26	5,07	6,53	6,09	6,31	8,15	9,28	7,84
Nikl	mg/kg	16,20	17,50	15,70	16,00	15,20	15,50	17,20	18,20	17,65
Cink	mg/kg	27,70	26,50	29,55	24,20	25,20	23,84	30,60	25,40	28,36
Kadmijum	mg/kg	49,80	78,60	104,30	143,00	187,60	196,40	656,00	250,00	424,80
Hrom	mg/kg	0,35	0,46	0,59	0,37	0,39	0,46	0,82	0,34	0,52
Bakar	mg/kg	119,50	142,30	165,40	118,30	128,80	130,20	171,00	337,00	274,30
Olovo	mg/kg	40,50	58,20	60,80	49,20	55,30	59,70	155,00	88,20	112,40
Arsen	mg/kg	21,41	25,40	28,66	27,47	29,83	30,29	61,90	41,80	50,71
Živa	mg/kg	9,80	10,87	12,45	10,50	11,44	12,56	25,90	32,40	27,65
∑PAH ₁₀	µg/kg	1,54	1,22	0,98	6,87	4,56	5,66	0,97	0,80	0,94
∑PAH ₁₆	µg/kg	48,47	49,87	56,02	276,32	238,89	224,25	205,92	141,82	168,07
Mineralna ulja	mg/kg	104,90	108,90	117,98	464,49	408,33	396,59	352,60	234,44	278,31

Tabela P-11. Pearsonova matrica korelacije odabranih parametara kvaliteta podzemne vode pod uticajem deponije

Varijanse	NH ₃ -N	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	OP	Cl	Fe	Mn	Ni	Zn	Cr	Cu	Pb	ΣPAH ₁₆
NH ₃ -N	1,000												
NO ₃ ⁻	-0,086	1,000											
NO ₂ ⁻	0,723	-0,056	1,000										
OP	0,602	0,149	0,725	1,000									
Cl	0,331	0,094	-0,006	0,023	1,000								
Fe	0,242	-0,007	-0,174	-0,168	0,523	1,000							
Mn	0,268	-0,257	0,120	0,033	-0,048	0,370	1,000						
Ni	0,294	-0,017	0,342	0,205	0,568	0,165	-0,182	1,000					
Zn	-0,079	0,121	-0,017	0,057	-0,006	-0,239	-0,328	0,077	1,000				
Cr	0,155	0,433	0,011	0,065	0,080	0,049	-0,104	-0,245	-0,173	1,000			
Cu	0,223	-0,094	0,301	0,343	0,112	-0,288	-0,168	0,355	0,211	-0,338	1,000		
Pb	-0,139	-0,106	-0,207	-0,150	0,082	-0,086	-0,179	-0,001	0,213	-0,286	0,610	1,000	
ΣPAH ₁₆	0,783	-0,063	0,589	0,544	0,229	-0,092	0,069	0,176	0,024	0,117	0,322	-0,129	1,000

Tabela P-12. Pearsonova matrica korelacije odabranih parametara kvaliteta zemljišta pod uticajem deponije

Varijanse	Ni	Zn	Cd	Cr	Cu	Pb	As	Hg	ΣPAH ₁₀	Mineralna ulja
Ni	1,000									
Zn	-0,276	1,000								
Cd	0,384	-0,236	1,000							
Cr	-0,341	0,622	-0,497	1,000						
Cu	-0,363	0,950	-0,382	0,755	1,000					
Pb	-0,356	0,332	0,518	-0,013	0,242	1,000				
As	-0,098	0,539	-0,268	0,549	0,530	-0,054	1,000			
Hg	-0,406	0,088	-0,510	0,143	0,120	-0,210	-0,057	1,000		
ΣPAH ₁₀	0,116	0,337	-0,051	0,125	0,261	-0,215	0,250	0,366	1,000	
Mineralna ulja	-0,597	0,104	0,352	-0,014	0,098	0,727	-0,241	-0,060	-0,164	1,000

BIOGRAFIJA



Slaven Tenodi je rođen 23.01.1991. godine u Subotici (Republika Srbija). Osnovnu školu „Pionir” u Starom Žedniku završio je 2006. godine, a potom je pohađao Hemijsko-tehnološku srednju školu u Subotici - smer tehničar za zaštitu životne sredine. Studije na Prirodno-matematičkom fakultetu u Novom Sadu, na Departmanu za hemiju, biohemiju i zaštitu životne sredine, upisao je 2010. godine, a zvanje Diplomirani analitičar zaštite životne sredine stekao 2014. Iste godine upisuje master akademske studije, a nakon odbrane master rada pod nazivom „Primena koagulacije i flokulacije u uklanjanju metala iz izdvojene vode nakon izmuljivanja sedimenta“ stiče zvanje Master analitičar zaštite životne sredine.

Doktorske akademske studije zaštite životne sredine, pod mentorstvom prof. dr Dejana Krčmara, započeo je 2015. godine, da bi 2016, kao stipendista Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja, bio uključen u naučno-istraživački rad. U zvanje istraživača-pripravnika izabran je 2016, a potom u asistenta 2018. godine. Autor je i koautor tri rada publikovana u časopisima od međunarodnog značaja, kao i 28 radova i saopštenja objavljenih na nacionalnim i međunarodnim konferencijama, i jednog tehničkog rešenja. Pored istraživačkog rada, u svojstvu asistenta uključen je u realizovanje vežbi iz predmeta Osnove upravljanja otpadom, Osnovi hemijske tehnologije, Ekoinžinjerin, Osnove zaštite okoline, Kontrola emisije industrijskih otpadnih tokova i Monitoring životne sredine. Od 2018. godine aktivno je angažovan kao analitičar u Akreditovanoj laboratoriji za analizu životne sredine „Docent dr Milena Dalmacija“, gde je vršio ili i dalje vrši uzorkovanje, analizu terenskih parametara, analizu opštih parametara i analize na atomskom apsorpcionom sprektrofotometru. Član je Srpskog hemijskog društva, Udruženja za tehnologiju vode i sanitarno inžinjerstvo, i Mense.

Ovaj Obrazac čini sastavni deo doktorske disertacije, odnosno dokorskog umetničkog projekta koji se brani na Univerzitetu u Novom Sadu. Popunjen Obrazac ukoričiti iza teksta doktorske disertacije, odnosno dokorskog umetničkog projekta.

Plan tretmana podataka

Naziv projekta/istraživanja
Razvoj holističkog modela za prioritizaciju deponija za sanaciju i/ili zatvaranje na osnovu procene uticaja na životnu sredinu
Naziv institucije/institucija u okviru kojih se sprovodi istraživanje
Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu
Naziv programa u okviru kog se realizuje istraživanje
Doktorske akademske studije zaštite životne sredine Deo istraživanja obuhvaćena ovom doktorskom disertacijom, u periodu od 2016. do 2020. godine, sprovedena su kao deo APV dugoročnog projekta „Razvoj modela za prioritizaciju deponija za zatvaranje i sanaciju u AP Vojvodini na osnovu procene rizika na životnu sredinu“ oznake 114-451-2249/2016, finansiranog od strane Autonomne Pokrajine Vojvodine, Pokrajinskog sekretarijata za nauku i tehnološki razvoj (Novi Sad).
1. Opis podataka
1.1. Vrsta studije <i>Ukratko opisati tip studije u okviru koje se podaci prikupljaju</i> <u>Doktorska disertacija, eksperimentalna studija</u>
1.2. Vrste podataka <input checked="" type="radio"/> a) kvantitativni <input checked="" type="radio"/> b) kvalitativni
1.3. Način prikupljanja podataka a) ankete, upitnici, testovi b) kliničke procene, medicinski zapisi, elektronski zdravstveni zapisi v) genotipovi: navesti vrstu _____ g) administrativni podaci: navesti vrstu _____ d) uzorci tkiva: navesti vrstu _____ <input checked="" type="radio"/> đ) snimci, fotografije: navesti vrstu - <u>fotografije terenskih ispitivanja i lokacija uzorkovanja</u> <input checked="" type="radio"/> e) tekst: navesti vrstu - <u>pregled naučne literature</u>

ž) mapa: navesti vrstu - karte dostupnih mapiranja rizika od poplava, seizmičkih rizika, osetljivosti podzemne vode i intenziteta vetrova za teritoriju R Srbije

z) ostalo: opisati - instrumentalne i terenske analize

1.4. Format podataka, upotrebljene skale, količina podataka

1.4.1. Upotrebljeni softver i format datoteke:

a) Excel fajl, datoteka .xlsx, .csv

b) SPSS fajl, datoteka _____

v) PDF fajl, datoteka .pdf

g) Tekst fajl, datoteka _____

d) JPG fajl, datoteka .jpg, .png

đ) Ostalo, datoteka .opj

1.4.2. Broj zapisa (kod kvantitativnih podataka)

a) broj varijabli 19

b) broj merenja (ispitanika, procena, snimaka i sl.) 50+32=82

1.4.3. Ponovljena merenja

a) da

b) ne

Ukoliko je odgovor da, odgovoriti na sledeća pitanja:

a) vremenski razmak između ponovljenih mera je približno 6 meseci

b) varijable koje se više puta mere odnose se na koncentracije ispitivanih parametara kvaliteta podzemne vode i zemljišta

v) nove verzije fajlova koji sadrže ponovljena merenja su imenovane kao inkorporirane u postojeće fajlove

Napomene: _____

Da li formati i softver omogućavaju deljenje i dugoročnu validnost podataka?

a) Da

b) Ne

Ako je odgovor ne, obrazložiti _____

2. Prikupljanje podataka

2.1. Metodologija za prikupljanje/generisanje podataka

2.1.1. U okviru kog istraživačkog nacrta su podaci prikupljeni?

a) eksperiment, navesti tip - _____

b) korelaciono istraživanje, navesti tip - Određivanje Pearsonovih koeficijenata korelacije za određivanje značaja parametara kvaliteta podzemne vode i zemljišta kao indikatora negativnog uticaja ispitivanih deponija

- analiza teksta, navesti tip - prikupljanje literaturnih podataka _____
- ostalo, navesti šta - multi-kriterijumska metoda odlučivanja (određivanje vrednosti kriterijuma i pod-kriterijuma; FUCOM metoda određivanja težinskih faktora _____

2.1.2. Navesti vrste mernih instrumenata ili standarde podataka specifičnih za određenu naučnu disciplinu (ako postoje).

analitička vaga, vodeno i peščano kupatilo, mešalica, pH-metar, konduktometar, oksimetar, termometar, TOC analizator, UV/Vis spektrofotometar, atomski apsorpcijski spektrofotometar (AAS, plamena i grafitna tehnika, i tehnika hladnih živinih para), gasni hromatograf sa masenim detektorom, gasni hromatograf sa detektorom sa zahvatom elektrona _____

2.2. Kvalitet podataka i standardi

2.2.1. Tretman nedostajućih podataka

a) Da li matrica sadrži nedostajuće podatke? Da Ne

Ako je odgovor da, odgovoriti na sledeća pitanja:

a) Koliki je broj nedostajućih podataka? _____

b) Da li se korisniku matrice preporučuje zamena nedostajućih podataka? Da Ne

v) Ako je odgovor da, navesti sugestije za tretman zamene nedostajućih podataka _____

2.2.2. Na koji način je kontrolisan kvalitet podataka? Opisati

Kvalitet podataka je kontrolisan i evaluiran na osnovu statističke analize i procene dobijenih rezultata, odbacivanjem ekstremnih rezultata merenja i upoređivanjem eksperimentalno dobijenih rezultata i teorijskih podataka _____

2.2.3. Na koji način je izvršena kontrola unosa podataka u matricu?

Kontrola unosa podataka u matricu je realizovana putem statističke kontrole izvedenog rezultata _____

3. Tretman podataka i prateća dokumentacija

3.1. Tretman i čuvanje podataka

3.1.1. Podaci će biti deponovani u Repozitorijum doktorskih disertacija na Univerzitetu u Novom Sadu _____

3.1.2. URL adresa <https://cris.uns.ac.rs/searchDissertations.jsf> _____

3.1.3. DOI _____

3.1.4. Da li će podaci biti u otvorenom pristupu?

Da

b) Da, ali posle embarga koji će trajati do _____

v) Ne

Ako je odgovor ne, navesti razlog _____

3.1.5. Podaci neće biti deponovani u repozitorijum, ali će biti čuvani.

Obrazloženje

3.2. Metapodaci i dokumentacija podataka

3.2.1. Koji standard za metapodatke će biti primenjen _____

3.2.1. Navesti metapodatke na osnovu kojih su podaci deponovani u repozitorijum.

Ako je potrebno, navesti metode koje se koriste za preuzimanje podataka, analitičke i proceduralne informacije, njihovo kodiranje, detaljne opise varijabli, zapisa itd.

3.3. Strategija i standardi za čuvanje podataka

3.3.1. Do kog perioda će podaci biti čuvani u repozitorijumu? _____

3.3.2. Da li će podaci biti deponovani pod šifrom? Da Ne

3.3.3. Da li će šifra biti dostupna određenom krugu istraživača? Da Ne

3.3.4. Da li se podaci moraju ukloniti iz otvorenog pristupa posle izvesnog vremena? Da Ne

Obrazložiti

4. Bezbednost podataka i zaštita poverljivih informacija

Ovaj odeljak MORA biti popunjen ako vaši podaci uključuju lične podatke koji se odnose na učesnike u istraživanju. Za druga istraživanja treba takođe razmotriti zaštitu i sigurnost podataka.

4.1. Formalni standardi za sigurnost informacija/podataka

Istraživači koji sprovode ispitivanja s ljudima moraju da se pridržavaju Zakona o zaštiti podataka o ličnosti (https://www.paragraf.rs/propisi/zakon_o_zastiti_podataka_o_licnosti.html) i odgovarajućeg institucionalnog kodeksa o akademskom integritetu.

4.1.1. Da li je istraživanje odobreno od strane etičke komisije? Da Ne

Ako je odgovor Da, navesti datum i naziv etičke komisije koja je odobrila istraživanje

4.1.2. Da li podaci uključuju lične podatke učesnika u istraživanju? Da Ne

Ako je odgovor da, navedite na koji način ste osigurali poverljivost i sigurnost informacija vezanih za ispitanike:

a) Podaci nisu u otvorenom pristupu

- b) Podaci su anonimizirani
v) Ostalo, navesti šta
-

5. Dostupnost podataka

5.1. Podaci će biti

- a) javno dostupni
 b) dostupni samo uskom krugu istraživača u određenoj naučnoj oblasti
v) zatvoreni

Ako su podaci dostupni samo uskom krugu istraživača, navesti pod kojim uslovima mogu da ih koriste:

Uz prethodnu komunikaciju i pismeno odobrenje vlasnika podataka

Ako su podaci dostupni samo uskom krugu istraživača, navesti na koji način mogu pristupiti podacima:

Dobijanjem šifre od vlasnika podataka za pristup podacima koji su pohranjeni na Repozitorijumu Univerziteta u Novom Sadu

5.2. Navesti licencu pod kojom će prikupljeni podaci biti arhivirani.

Autorstvo-nekomercijalno

6. Uloge i odgovornost

6.1. Navesti ime i prezime i mejl adresu vlasnika (autora) podataka

Slaven Tenodi; e-mail: slaven.tenodi@dh.uns.ac.rs

6.2. Navesti ime i prezime i mejl adresu osobe koja održava matricu s podacima

Slaven Tenodi; e-mail: slaven.tenodi@dh.uns.ac.rs

6.3. Navesti ime i prezime i mejl adresu osobe koja omogućuje pristup podacima drugim istraživačima

Slaven Tenodi; e-mail: slaven.tenodi@dh.uns.ac.rs