



UNIVERZITET U BANJOJ LUCI
TEHNOLOŠKI FAKULTET



Draženko Bjelić

**RAZVOJ OPTIMALNOG MODELA
UPRAVLJANJA KOMUNALNIM
OTPADOM ZA BANJA LUKU
PRIMJENOM PROCJENE ŽIVOTNOG
CIKLUSA**

DOKTORSKA DISERTACIJA

Banja Luka, 2017.



UNIVERSITY OF BANJA LUKA
FACULTY OF TECHNOLOGY



Draženko Bjelić

**DEVELOPMENT OF THE MUNICIPAL
WASTE MANAGEMENT OPTIMAL
MODEL FOR BANJA LUKA BY
APPLICATION OF THE LIFE CYCLE
ASSESSMENT**

DOCTORAL DISSERTATION

Banja Luka, 2017.

PODACI O MENTORU I DISERTACIJI

| | |
|-------------------------------------|--|
| Mentor | Prof. dr Andelka Mihajlov, redovni profesor Fakultet tehničkih nauka, Univerzitet u Novom Sadu |
| Naslov doktorske disertacije | Razvoj optimalnog modela upravljanja komunalnim otpadom za Banja Luku primjenom procjene životnog ciklusa |
| Rezime | <p>Upravljanje komunalnim otpadom i uticaji koji su posljedica istog na životnu sredinu postali su predmet rastuće pažnje u industrijski razvijenim zemljama. Generalna skupština Ujedinjenih nacija je istakla <i>ekološki</i> zdravo upravljanje otpadom kao najvažniju činjenicu u održavanju kvaliteta <i>ekološki</i> zdrave životne sredine na Zemlji i u postizanju <i>ekološki</i> zdravog i održivog razvoja.</p> <p>U okviru doktorske disertacije, pomoću procjene životnog ciklusa (eng. <i>Life Cycle Assessment</i>) odnosno EASETECH modela, modelovano je sedam (7) scenarija upravljanja otpadom kroz implementaciju zakonodavstva EU i RS iz oblasti otpada, uz poštovanje načela održivog razvoja i hijerarhije upravljanja otpadom. U obzir je uzet trenutni način odlaganja otpada, unapređenje odlaganja otpada, termička obrada otpada, izdvajanje i reciklaža ambalažnog otpada i odvojeno sakupljanje organskog otpada. Modelovanjem različitih opcija upravljanja otpadom primjenom LCA, cilj je bio što preciznije procijeniti opterećenje za životnu sredinu i uticaj na zdravlje ljudi svake od modelovanih opcija (scenarija) upravljanja otpadom.</p> <p>Rezultati istraživanja će omogućiti identifikaciju prednosti i nedostataka za životnu sredinu, koji bi proizašli iz implementacije novih tehnologija upravljanja otpadom. Takođe, primjena LCA u upravljanju otpadom u banjalučkoj regiji može poslužiti kao podrška donosiocima odluka koje se tiču sistema upravljanja otpadom prilikom izrade strategija i planova na republičkom ili lokalnom nivou.</p> |
| Ključne riječi | LCA, modelovanje upravljanja otpadom, EASETECH, ocjena životnog ciklusa, deponija, spalionica, anaerobna digestija, reciklaža, životna sredina |
| Naučna oblast | Inženjerstvo i tehnologija |

| | |
|------------------------------|----------------------------|
| Naučno polje | Hemijsko inženjerstvo |
| Klasifikaciona oznaka | T 270 |
| Tip odabrane licence | Autorstvo (CC BY) |
| Kreativne zajednice | |
| Lektor: | Dr Mijana Kuburić - Macura |

MENTOR AND DISERTATION INFORMATION

| | |
|---------------------------------------|---|
| Mentor | Prof. dr Andelka Mihajlov Faculty of Technical Sciences, University of Novi Sad |
| Title of Doctoral Dissertation | DEVELOPMENT OF THE MUNICIPAL WASTE MANAGEMENT OPTIMAL MODEL FOR BANJA LUKA BY APPLICATION OF THE LIFE CYCLE ASSESSMENT |
| Abstract | <p>Managing communal waste and consequent environmental impacts have become the subject of increased awareness in the industrially developed countries. The UN General Assembly has emphasised the <i>ecologically</i> friendly waste management as the most important fact for sustaining the quality of <i>ecologically</i> sound environment on the Earth and for achieving the <i>ecologically</i> friendly and sustainable development.</p> <p>In this doctoral dissertation by using the Life Cycle Assessment, apropos EASETECH model, seven (7) waste management scenarios have been modelled. These scenarios have been modelled by implementing the EU and RS legislation for waste management, respecting the principles of sustainable development and waste management hierarchy. The current waste management system has been considered, as well as the improvement of waste disposal, thermal waste processing, separation and recycling of packaging waste and separation of collected organic waste. By modelling different waste management options through LCA the aim was to assess more accurately the environmental impacts and impacts on human health for each modelled option (scenario) of waste management.</p> <p>The research results will enable identification of environmental assets and defects that could be consequences of new waste management technology implementation. Also, the LCA used in waste management for Banja Luka region can support decision making for waste management system, strategy making, local plans, as well as making plans on republic level.</p> |
| Key Words | LCA, modelling of waste management, EASETECH, Life Cycle Assessment, landfill, incinerator, anaerobic digestion, recycling, environment |
| Scientific area | Engineering and Technology |

| | |
|------------------------------|----------------------------|
| Scientific field | Chemical Engineering |
| Classification Code | T 270 |
| Type selected license | CC BY |
| Creative Commons | |
| Lector: | Dr Mijana Kuburić - Macura |

LISTA TABELA

Tabela 2.1. Primjena deponijskog gasa

Tabela 2.2. Sastav procjednih voda i efluenta nakon prvostepene i drugostepene RO

Tabela 2.3. Primjer pregleda troškova izgradnje i upravljanja deponijom

Tabela 2.4. Primjer troškova spalionice sa pokretnim rešetkama

Tabela 2.5. Sastav bio-gasa iz postrojenja za anaerobnu digestiju

Tabela 2.6. Stepen izdvajanja otpada u zavisnosti od načina sakupljanja otpada (%)

Tabela 2.7. Tehnike analize sistema upravljanja otpadom

Tabela 2.8. Prikaz objavljenih studija modelovanja upravljanja otpadom u EU i primijenjeni analitički alati i modeli

Tabela 2.9. Broj stanovnika, pokrivenost odvozom otpada i količina otpada po regijama u RS

Tabela 2.10. Opis frakcija otpada

Tabela 2.11. Opštepriznate LCIA

Tabela 2.12. Kategorija uticaja i indikatori

Tabela 2.13. Pregled LCIA metoda

Tabela 2.14. Pregled kompanija koje koriste LCA

Tabela 3.1. Kategorije uticaja i normalizacione vrijednosti prema IPCC i EDIP97

Tabela 3.2. Opis scenarija 5, 6 i 7 na kojima je implementirana analiza senzitiviteta

Tabela 4.1. Sastav komunalnog otpada na banjalučkoj deponiji (%)

Tabela 4.2. Sadržaj C, H, N i pepela (m/m%) i toplotne moći (kJ/kg) u frakcijama otpada

Tabela 4.3. Tehnički i elementarni sastav kompozitnog uzorka

Tabela 4.4. Pearsonov koeficijent korelacije za kompozitni uzorak

Tabela 4.5. Količina polutanata u deponijskom gasu generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije koja se emituje u atmosferu u scenariju 1

Tabela 4.6. Količina polutanata iz deponijskog gasa generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije koja se emituje u atmosferu u scenariju 2

Tabela 4.7. Količina polutanata iz deponijskog gasa generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije koja se emituje u atmosferu u scenariju 3

Tabela 4.8. Količina polutanata iz deponijskog gasa generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije koja se emituje u atmosferu u scenariju 5

Tabela 4.9. Količina polutanata iz deponijskog gasa generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije koja se emituje u atmosferu u scenariju 6

Tabela 4.10. Količina polutanata iz deponijskog gasa generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije koja se emituje u atmosferu u scenariju 7

Tabela 4.11. Količina odloženog otpada u scenarijima 1–7

Tabela 4.12. Količine otpada koje se prerade u nove proizvode ili sirovine u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom

Tabela 4.13. Količina procjednih voda (kg)

Tabela 4.14. Količina i sastav procjednih voda u scenariju 3 u zavisnosti od gustine odloženog otpada

Tabela 4.15. Vrijednosti GW za modelovane scenarije upravljanja otpadom (PE)

Tabela 4.16. Analiza uticaja dužine sakupljanja i tretmana gase na baklji u scenariju 2 na kategoriju uticaja GW (PE)

Tabela 4.17. Vrijednosti POF u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Tabela 4.18. Vrijednosti CH₄, CO i NMVOC u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom

Tabela 4.19. Vrijednosti AC u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Tabela 4.20. Količine polutanata u scenarijima 1 i 2 (kg)

Tabela 4.21. Vrijednosti NE u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Tabela 4.22. Vrijednosti SOD u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Tabela 4.23. Količine CFC jedinjenja koja se putem deponijskog gasa izdvoje u atmosferu (kg) u scenarijima 1, 2 i 3

Tabela 4.24. Vrijednosti ETsc u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Tabela 4.25. Vrijednosti ETwc u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Tabela 4.26. Vrijednosti HTa u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Tabela 4.27. Vrijednosti HTs u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Tabela 4.28. Vrijednosti HTw u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

LISTA SLIKA

Slika 2.1. Raspored 50 najvećih divljih/neuređenih deponija u svijetu

Slika 2.2. Hjerarhija upravljanja otpadom

Slika 2.3. Grafički prikaz ulaznih i izlaznih tokova prilikom spaljivanja otpada

Slika 2.4. Maseni bilans tretmana biorazgradljivog otpada anaerobnom digestijom

Slika 2.5. Integralno upravljanje čvrstim otpadom

Slika 2.6. Cirkularna ekonomija

Slika 2.7. Zakonodavstvo EU o otpadu

Slika 2.8. Organizacija upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji

Slika 2.9. Prikaz sastava otpada sa banjalučke deponije

Slika 2.10. Faze životnog ciklusa proizvoda

Slika 2.11. Faze izrade LCA studije

Slika 2.12. Jedinični proces sa svim elementarnim tokovima i tokovima proizvoda

Slika 2.13. Tok LCI

Slika 2.14. Osnovni elementi LCIA faze

Slika 2.15. Odnosi između elemenata LCA

Slika 2.16. Opšti sistemi životnog ciklusa proizvoda i nastajanje otpada

Slika 2.17. Granice sistema za ocjenjivanje životnog ciklusa otpada

Slika 3.1. Granice sistema za sve modelovane scenarije upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji

Slika 4.1. Ulagani i izlagani parametri upravljanja otpadom za scenario 1

Slika 4.2. Ulagani i izlagani parametri upravljanja otpadom za scenario 2

Slika 4.3. Ulagani i izlagani parametri upravljanja otpadom za scenario 3

Slika 4.4. Ulagani i izlagani parametri upravljanja otpadom za scenario 4

Slika 4.5. Ulagani i izlazni parametri upravljanja otpadom za scenario 5

Slika 4.6. Ulagani i izlazni parametri upravljanja otpadom za scenario 6

Slika 4.7. Ulagani i izlazni parametri upravljanja otpadom za scenario 7

LISTA GRAFIKA

Grafik 2.1. Količina otpada po stanovniku godišnje u 2006. i 2015. godini (kg)

Grafik 4.1. Morfološki sastav otpada na banjalučkoj deponiji

Grafik 4.2. Grafički prikaz komparacije sastava otpada na banjalučkoj deponiji iz 2010. i 2016. godine

Grafik 4.3. Prikaz količine otpada koji se odloži na deponiju

Grafik 4.4. Količina otpada koji se izdvoji i reciklira (t)

Grafik 4.5. Količina projektnih voda koja se generiše (kg) u scenarijima 1–7

Grafik 4.6. Količina metana u m³ koji se generiše i izdvoji u atmosferu u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom

Grafik 4.7. Producija metana u scenariju 2 u zavisnosti od dužine vremenskog perioda sakupljanja gasa

Grafik 4.8. Uticaj stepena sakupljanja deponijskog gasa na GW u scenariju 2

Grafik 4.9. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u GW (PE)

Grafik 4.10. Udio jedinjenja u GW u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Grafik 4.11. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja GW (PE)

Grafik 4.12. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u POF (PE)

Grafik 4.13. Udio jedinjenja u POF u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Grafik 4.14. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja POF (PE)

Grafik 4.15. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u AC (PE)

Grafik 4.16. Udio jedinjenja u AC u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Grafik 4.17. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja AC (PE)

Grafik 4.18. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u NE (PE)

Grafik 4.19. Udio jedinjenja u NE u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Grafik 4.20. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja NE (PE)

Grafik 4.21. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u SOD (PE)

Grafik 4.22. Udio jedinjenja u SOD u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Grafik 4.23. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja SOD (PE)

Grafik 4.24. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u ETsc (PE)

Grafik 4.25. Udio jedinjenja u ETsc u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Grafik 4.26. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja ETsc (PE)

Grafik 4.27. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u ETwc (PE)

Grafik 4.28. Udio jedinjenja u ETwc u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Grafik 4.29. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja ETwc (PE)

Grafik 4.30. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u HTa (PE)

Grafik 4.31. Udio jedinjenja u HTa u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Grafik 4.32. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja HTa (PE)

Grafik 4.33. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u HTs (PE)

Grafik 4.34. Udio jedinjenja u HTs u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Grafik 4.35. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja HTs (PE)

Grafik 4.36. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u HTw (PE)

Grafik 4.37. Udio jedinjenja u HTw u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Grafik 4.38. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja HTw (PE)

Grafik 5.1. Prikaz broja kategorija uticaja na životnu sredinu u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom koje su imale pozitivne i negativne vrijednosti

Grafik 5.2. Prikaz broja kategorija uticaja na ljudsko zdravlje u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom koje su imale pozitivne i negativne vrijednosti

LISTA SKRAĆENICA

AC (eng. *Acidification*) – acidifikacija

ASTM (eng. *The American Society of Testing and Materials*) – Američko društvo za ispitivanje i materijale

BAT (eng. *Best Available Technology*) – najbolje dostupne tehnike

BiH – Bosna i Hercegovina

BPK – (eng. *BOD - Biochemical Oksigen Demand*) biološka potrošnja kiseonika

CBA (eng. *Cost Benefit Analysis*) – analiza troškova i koristi

CFC (eng. *chlorofluorocarbon*) – hlorofluorougljenici

DIN (njem. *Deutsches Institut für Normung*) – Njemački institut za standardizaciju

DSS (eng. *Decision Support System*) – sistemi podrške prilikom donošenja odluka

EASETECH (eng. *Environmental Assessment System for Environmental Technologies*) – softver za izradu ocjene životnog ciklusa

EIA (eng. *Environmental Impact Assessment*) – procjena uticaja na životnu sredinu

ES (eng. *Expert System*) – ekspertske sistemi

ET (eng. *Ecotoxicity*) – ekotoksičnost

ETsc (eng. *Ecotoxicity Soil, chronological*) – ekotoksičnost u zemljишtu (hronična)

ETwc (eng. *Ecotoxicity Water, chronological*) – ekotoksičnost u vodi (hronična)

EU – Evropska unija

FM (eng. *Forecasting Models*) – model predviđanja

GW (eng. *Global Warming*) – globalno zagrijavanje

HCFC (eng. *hydrochlorofluorocarbons*) – hidrohlorfluorougljenici

HPK – (eng. *COD - Chemical Oksigen Demand*) hemijska potrošnja kiseonika

HTa (eng. *Human Toxicity via air*) – toksičnost za čovjeka putem vazduha

HTs (eng. *Human Toxicity via soil*) – toksičnost za čovjeka putem zemljишta

HTw (eng. *Human Toxicity via water*) – toksičnost za čovjeka putem vode

IMS (eng. *Integrated Modelling Systems*) – integrisani sistemi modelovanja

IPCC (eng. *Intergovernmental Panel on Climate Change*) – Međuvladin panel za klimatske promjene

ISO (eng. *International Organization for Standardization*) – Internacionalna organizacija za standardizaciju

LCA (eng. *Life Cycle assessment*) – procjena životnog ciklusa

LCI (eng. *Life Cycle Inventory*) – analiza inventara životnog ciklusa

LCIA (eng. *Life Cycle Impact Assessment*) – procjena uticaja životnog ciklusa

MFA (eng. *Material Flow Analysis*) – analiza tokova materijala

MIS (eng. *Management Information System*) – menadžment informacionim sistemom

MRF (eng. *Material Recovery Facility*) – sortiranje materijala sa obnovljivim karakteristikama

NE (eng. *Nutrient Enrichment*) – obogaćivanje hranljivim materijama

NMVOC (eng. *Non-methane Volatile Organic Compounds*) – nemetanska isparljiva organska jedinjenja

OM (eng. *Optimization Models*) – optimizacioni model

PAHs – (eng. *polycyclic aromatic hydrocarbons*) policiklični aromatski ugljovodonici

PCBs – (eng. *polychlorinated biphenyls*) polihlorovani bifenili

PCDDs – (eng. *polychlorinated dibenzo-p-dioxins*) polihlorovani dibenzo-p-dioksimi

PCDFs – (eng. *polychlorinated dibenzofurans*) polihlorovani dibenzo furani

PET – (eng. *polyethylene terephthalate*) polietilentereftalat

POF (eng. *Photo-chemical Ozone Formation*) – formiranje fotohemijskog ozona

POP (eng. *Persistent Organic Pollutants*) – stabilni organski polutanti

PVC – (eng. *polyvinyl chloride*) polivinil hlorid

RA (eng. *Risk Assessment*) – procjena rizika

RO – reverzna osmoza

RS – Republika Srpska

SA (eng. *Sustainable Assessment*) – procjena održivosti

SD (eng. *Scenario Development*) – razvoj scenarija

SEA (eng. *Strategic Environmental Assessment*) – strateška procjena uticaja na životnu sredinu

SIS (eng. *The Swedish Institute for Standards – SIS*) – Švedski institut za standard

SM (eng. *Stimulation Models*) – model stimulacije

SOD (eng. *Stratospheric Ozone Depletion*) – oštećenje stratosferskog ozona

SoEA (eng. *Socioeconomic Assessment*) – socioekonomska procjena

TOC (eng. *Total organic carbon*) – ukupni organski ugljenik

TS – (eng. *Total solids*) neisparljivi ostatak

VFA (eng. *volatile fatty acids*) – isparljive masne kiseline

VOC (eng. *Volatile Organic Compounds*) – isparljiva organska jedinjenja

VS (eng. *Volatile solids*) – isparljive materije

WtE (eng. *Waste to Energy*) – iskorišćavanje otpada za dobijanje energije

SADRŽAJ

| | | |
|--------|--|----|
| 1. | UVOD | 1 |
| 1.1. | Cilj i razlozi istraživanja..... | 1 |
| 1.2. | Hipoteze i doprinos istraživanja | 2 |
| 2. | TEORETSKI DIO | 4 |
| 2.1. | Tehnologije tretmana otpada | 7 |
| 2.1.1. | Deponija | 7 |
| 2.1.2. | Spalionica..... | 10 |
| 2.1.3. | Anaerobna digestija..... | 14 |
| 2.1.4. | Izdvajanje korisnih komponenti i reciklaža | 16 |
| 2.2. | Integralno upravljanje otpadom i cirkularna ekonomija | 18 |
| 2.3. | Zakonska regulativa iz oblasti upravljanja otpadom | 22 |
| 2.3.1. | Zakonodavni okvir Evropske unije | 22 |
| 2.3.2. | Zakonodavni okvir Republike Srpske | 24 |
| 2.4. | Modelovanje upravljanja otpadom | 25 |
| 2.5. | Upravljanje otpadom u Republici Srpskoj | 28 |
| 2.6. | Upravljanje otpadom u banjalučkoj regiji | 30 |
| 2.7. | Metodologija uzorkovanja i analize sastava čvrstog komunalnog otpada | 32 |
| 2.7.1. | Uzorkovanje otpada | 32 |
| 2.7.2. | Analiza i ispitivanje otpada..... | 33 |
| 2.8. | Ocjena životnog ciklusa (LCA)..... | 40 |
| 2.8.1. | Metodologija LCA | 41 |
| 2.8.2. | Primjena LCA | 51 |
| 2.8.3. | Primjena LCA u upravljanju otpadom | 52 |
| 3. | EKSPERIMENTALNI DIO..... | 62 |
| 3.1. | Uzorkovanje i analiza komunalnog otpada na banjalučkoj deponiji..... | 62 |
| 3.2. | Modelovanje upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji | 64 |
| 3.2.2. | Definisanje cilja i predmeta | 64 |
| 3.2.2. | Prikupljanje podataka i formiranje inventara (LCI) | 66 |
| 3.2.3. | Ocenjivanje uticaja životnog ciklusa (LCIA) | 66 |
| 3.2.4. | Interpretacija životnog ciklusa | 67 |
| 3.3. | Razvoj scenarija upravljanja komunalnim otpadom | 68 |

| | |
|--|-----------|
| 3.3.1. Scenario 1 (S1) – Status Quo | 68 |
| 3.3.2. Scenario 2 (S2)..... | 69 |
| 3.3.3. Scenario 3 (S3)..... | 69 |
| 3.3.4. Scenario 4 (S4)..... | 70 |
| 3.3.5. Scenario 5 (S5)..... | 71 |
| 3.3.6. Scenario 6 (S6)..... | 72 |
| 3.3.7. Scenario 7 (S7)..... | 73 |
| 3.3.8. Analiza senzitiviteta/osjetljivosti | 74 |
| 4. REZULTATI I DISKUSIJA | 76 |
| 4.1. Analiza uzorkovanja i ispitivanja sastava otpada | 76 |
| 4.2. Rezultati LCI | 81 |
| 4.2.1. Scenario 1 (S1) – Status Quo | 81 |
| 4.2.2. Scenario 2 (S2)..... | 82 |
| 4.2.3. Scenario 3 (S3)..... | 83 |
| 4.2.4. Scenario 4 (S4)..... | 84 |
| 4.2.5. Scenario 5 (S5)..... | 84 |
| 4.2.6. Scenario 6 (S6)..... | 85 |
| 4.2.7. Scenario 7 (S7) | 86 |
| 4.2.8. Količina odloženog otpada u modelovanim scenarijima | 87 |
| 4.2.9. Otpad koji se izdvoji i koristi kao proizvod ili sirovina u modelovanim scenarijima | 88 |
| 4.2.10. Količina i sastav procjednih voda u modelovanim scenarijima..... | 89 |
| 4.2.11. Količina metana u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom | 92 |
| 4.3. Rezultati LCIA | 93 |
| 4.3.1. Globalno zagrijavanje – GW..... | 94 |
| 4.3.2. Nastanak fotohemijskog ozona – POF..... | 99 |
| 4.3.3. Acidifikacija – AC | 103 |
| 4.3.4. Obogaćivanje hranljivim materijama – NE..... | 108 |
| 4.3.5. Oštećenje stratosferskog ozona – SOD | 111 |
| 4.3.6. Ekotoksičnost u zemljištu (hronična) – ETsc..... | 115 |
| 4.3.7. Ekotoksičnost u vodi (hronična) – ETwc | 118 |
| 4.3.8. Toksičnost za čovjeka putem vazduha – HTa..... | 122 |
| 4.3.9. Toksičnost za čovjeka putem zemljišta – HTs | 126 |
| 4.3.10. Toksičnost za čovjeka putem vode – HTw | 130 |

| | |
|--------------------------------|-----|
| 5. ZAKLJUČNA RAZMATRANJA | 134 |
| 6. LITERATURA..... | 140 |

1. UVOD

Ubrzan industrijski razvoj, intenzivno korišćenje prirodnih resursa, stvaranje potrošački orijentisanog društva, ekonomski rast, rast životnog standarda stanovništva, rast populacije i sve veći stepen urbanizacije ima za posljedicu stvaranje najočiglednijeg i najrasprostranjenijeg proizvoda – otpada. Povećanje produkcije otpada, naročito ako je praćeno neadekvatnim rješenjima upravljanja otpadom, može uzrokovati zagađenje životne sredine, ugrožavanje zdravlja ljudi te uništenje prirodnih resursa. Osnovni cilj je uspostavljanje održivog integralnog upravljanja otpadom, odnosno upravljanje otpadom na način koji neće ugrožavati životnu sredinu i zdravlje ljudi, te koji će očuvati prirodne resurse.

U svijetu postoji veliki broj opcija tretmana otpada, koji mogu na različite načine, u različitoj mjeri i obimu, uticati na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Neadekvatni odnosno neefikasni sistemi upravljanja otpadom imaju, s jedne strane, daleko veće finansijske troškove u poređenju s integralnim sistemima upravljanja otpadom, a s druge strane mogu ugroziti principe održivog razvoja. Pitanje upravljanja otpadom je vrlo kompleksan problem koji se mora sagledavati s više aspekata, kao što su tehnički, socioekonomski, te aspekt zaštite životne sredine.

Upravljanje otpadom u Republici Srpskoj (RS) još uvijek je na nezadovoljavajućem nivou. Skoro sav generisani komunalni otpad se odlaže na deponije/odlagališta, pri čemu je još uvijek najveći broj tih deponija neuređen.

1.1. Cilj i razlozi istraživanja

Predmet ove disertacije jeste razvoj optimalnog modela upravljanja komunalnim otpadom na primjeru banjalučke regije (RS), kroz poređenje trenutnog sistema upravljanja komunalnim otpadom sa modelovanim sistemima upravljanja otpadom primjenom inovativnog alata za procjenu životnog ciklusa (eng. *Life Cycle Assessment – LCA*). Upravljanje otpadom, odnosno modelovanje upravljanja otpadom, mora uzeti u obzir brojne faktore kao što su: rast količine otpada, troškovi upravljanja otpadom, zaštita životne sredine i zdravlje ljudi, ograničenost prostora za deponovanje, zakonski okvir, te politički, društveni i socijalni aspekt. Modelovanje sistema upravljanja otpadom podrazumijeva provođenje zahtjeva iz domaćeg zakonodavstva i zakonodavstva Evropske

unije (EU), kao i strateških dokumenata koji uređuju oblast upravljanja otpadom, a ispunjavanjem ciljeva hijerarhije upravljanja otpadom.

Cilj ovog rada jest:

- analiza i ispitivanje sastava komunalnog otpada;
- razvoj različitih modela upravljanja otpadom kroz sagledavanje novih sistema tretmana otpada, kao što su: deponovanje sa sakupljanjem i iskorišćavanjem deponijskog gasa, sortiranje materijala u postrojenju za izdvajanje korisnih komponenti iz otpada (*eng. Material Recovery Facility – MRF*) i njihova reciklaža, tretman organskog otpada anaerobnom digestijom, te spaljivanje (insineracija) komunalnog otpada u cilju dobijanja toplotne i električne energije na primjeru centra u Banjoj Luci;
- procjena uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi modelovanih scenarija upravljanja otpadom;
- komparacija modelovanih scenarija upravljanja otpadom sa aspekta kategorija uticaja na životnu sredinu i ljudsko zdravlje i izbor optimalnog modela upravljanja otpadom.

Dobijeni rezultati istraživanja, odnosno predloženi model upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji primjenom LCA, mogu se implementirati i u drugim regijama kao pomoć i podrška prilikom donošenja odluka za unapređenje upravljanja postojećim sistemima upravljanja otpadom.

1.2. Hipoteze i doprinos istraživanja

Definisani predmet i cilj istraživanja ovog rada postavljeni su u namjeri dobijanja očekivanih rezultata, a na osnovu pregleda literature i preliminarnih istraživanja. Iz očekivanih rezultata proizlazi nekoliko polaznih hipoteza:

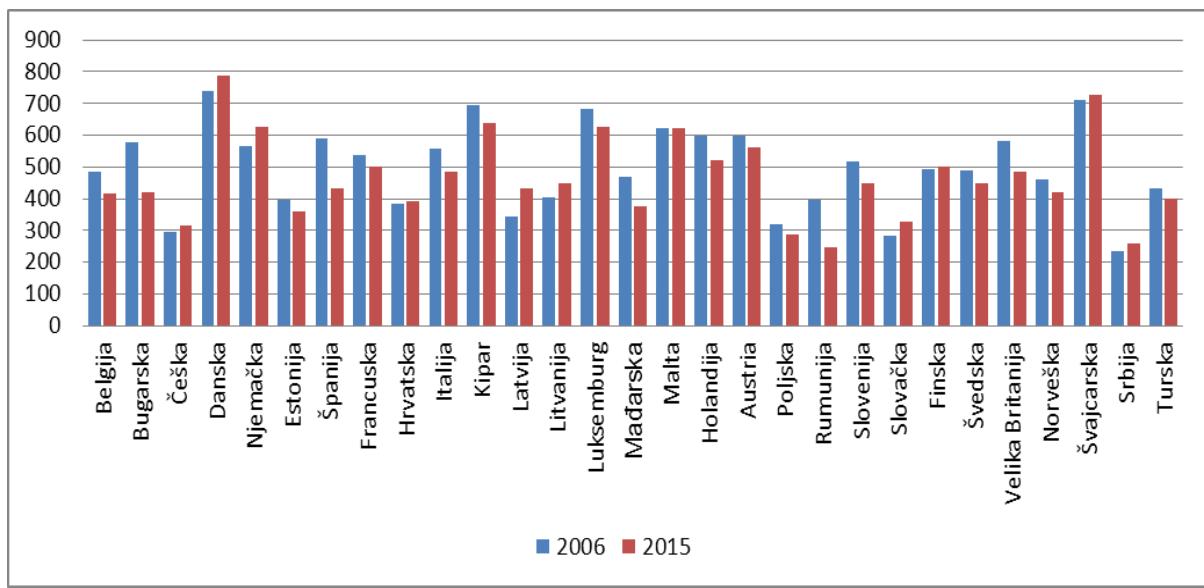
- Sadašnji sistem upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji koji je baziran na odlaganju cjelokupnog generisanog komunalnog otpada na deponiju, ne zadovoljava ni minimalne uslove za smanjenje negativnog uticaja na životnu sredinu;
- Poznavanje sastava i karakteristika otpada veoma je važno u cilju validnosti procjene iskorišćavanja otpada za dobijanje novih sirovina (proizvoda) ili za dobijanje energije;

- Pomoću LCA moguće je predložiti poboljšanja u sadašnjem sistemu upravljanja otpadom u cilju smanjenja negativnog uticaja na životnu sredinu;
- Pomoću EASETECH modela moguće je provesti poređenje više različitih tehnologija upravljanja komunalnim otpadom, u cilju razvoja optimalnog modela upravljanja otpadom;
- LCA se mora prilagoditi lokalnim uslovima i performansama svakog analiziranog sistema upravljanja otpadom;
- Ako se otpadom rukuje odgovorno i na odgovarajući način, otpad se može koristiti kao vrijedan resurs, tj. zamjena za fosilne izvore energije, uz zнатно smanjenje lokalnih i globalnih negativnih uticaja na životnu sredinu.

2. TEORETSKI DIO

„Otpad“ je u Okvirnoj direktivi o otpadu (Directive 2008/98/EC) definisan kao svaka supstanca ili predmet koje vlasnik odbacuje ili namjerava ili mora da odbaci, a komunalni otpad je otpad iz domaćinstava (kućni otpad), kao i drugi otpad koji je zbog svoje prirode ili sastava sličan otpadu iz domaćinstva. Trenutna količina komunalnog otpada koja se generiše tokom godine u svijetu iznosi 17 milijardi tona, a predviđanja su da će količina ovog otpada u 2050. godini iznositi 27 milijardi tona (Laurent et al., 2014a). Trenutni trošak upravljanja komunalnim otpadom u svijetu iznosi 206 milijardi \$, a predviđanja su da će trošak upravljanja otpadom u 2025. godini narasti do 376 milijardi \$ (Kaygusuz et al., 2015).

Količina otpada po stanovniku u 2006. i 2015. godini u Evropskoj uniji (EU) prikazana je na grafiku 2.1. Najmanja količina otpada po stanovniku godišnje u 2015. godini je iznosila 247 kg u Rumuniji, a najveća količina otpada po stanovniku u 2015. godini je iznosila 789 kg u Danskoj (Eurostat, 2017). Sa grafika 2.1. može se uočiti da se u jednom dijelu zemalja EU smanjila količina komunalnog otpada u 2015. godini u odnosu na 2006. godinu, dok se u drugom dijelu zemalja povećala količina otpada po stanovniku godišnje.



Grafik 2.1. Količina otpada po stanovniku godišnje u 2006. i 2015. godini (u kg)
(Eurostat, 2017)

Količina otpada zavisi od broja stanovnika, ekonomskog rasta, te efikasnosti sistema sakupljanja i reciklaže otpada (Chiemchaisri et al., 2007). Veliki broj studija je analizirao zavisnost količine otpada na nacionalnom nivou od ekomske razvijenosti zemlje. Slabo razvijene zemlje generišu u prosjeku od 0,6 do 1 kg, srednje razvijene od 0,8 do 1,5 kg, a najrazvijenije zemlje produkuju između 1,1 kg do 4,5 kg po stanovniku u toku dana (Karak et al., 2012; World Bank, 2012).

Sastav otpada se razlikuje između razvijenih i slabo razvijenih zemalja. Kod razvijenih zemalja svijeta, odnosno zemalja koje imaju visok prihod po glavi stanovnika, u sastavu otpada dominira plastika, karton i papir, dok je udio organskog otpada mali. S druge strane, kod srednje i slabo razvijenih zemalja, tj. onih koje imaju srednji ili nizak prihod po glavi stanovnika, u sastavu otpada dominira organska frakcija otpada, dok je udio ambalaže manji (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012).

Odlaganje otpada je još uvijek najjeftiniji i najviše korišćen tretman otpada u svijetu (Aljaradin i Persson, 2012; Ismail i Manaf, 2013). U EU u 1995. godini 302 kg otpada po stanovniku je odloženo na deponiju, 67 kg tretirano je u spalionici, 52 kg je reciklirano, a 30 kg kompostirano, dok je u 2005. godini 221 kg po stanovniku odloženo, 98 kg spaljeno, 105 kg reciklirano, a 59 kg kompostirano. U 2015. godini, 120 kg po stanovniku je odloženo, 128 kg spaljeno, 137 kg reciklirano, a 79 kg kompostirano (Eurostat, 2017). UNEP (2015) u svom izvještaju navodi 50 najvećih aktivnih divljih/neuređenih deponija u svijetu, koje su najvećim brojem locirane u Africi, Aziji i Latinskoj Americi, a samo dvije u Evropi (Srbija i Ukrajina) (slika 2.1).

Sve ove divlje deponije imaju zajedničku crtu da predstavljaju rizik po životnu sredinu i zdravlje ljudi. UNEP (2011) procjenjuje da se 5% emisije gasova sa efektom staklene bašte odnosi na organski otpad i smatra ih odgovornim za klimatske promjene.

Upravljanje otpadom u našem regionu još uvijek je na veoma niskom nivou, i pitanje kreiranja politike upravljanja otpadom u zemljama Balkana je vrlo važno (Mihajlov and Stevanović Čarapina, 2015). U Hrvatskoj se još uvijek ulažu napor u sanaciji postojećih deponija i uspostavljanje sistema sakupljanja različitih vrsta otpada. U Crnoj Gori je nedavno kreirana strategija za upravljanje otpadom. U Srbiji je prisutno oko 180 deponija koje su najvećim dijelom divlje i neuređene, odnosno odlaganje otpada je još uvijek najzastupljenija opcija tretmana otpada (Prokic and Mihajlov, 2012). Samo nekoliko regionalnih deponija u Srbiji, koje su izgrađene ili se grade, ispunjavaju predviđene standarde.



Slika 2.1. Rasporед 50 najvećih divljih/neuređenih deponija u svijetu (UNEP, 2015)

Upravljanje otpadom se definiše kao sistematska kontrola nastanka, prikupljanja, skladištenja, transporta, odvajanja na izvoru, tretmana, ponovne upotrebe i odlaganja čvrstog otpada. Razvijene zemlje teže ka tome da što manje otpada završi na deponiji, a da se što više otpada reciklira i koristi više puta. Važan pokretač u ovom smislu je hijerarhija upravljanja otpadom (slika 2.2).



Slika 2.2. Hjerarhija upravljanja otpadom (Directive 2008/98/EC)

Prvi i najvažniji korak u ovoj hijerarhiji jeste smanjivanje ili izbjegavanje nastanka otpada na samom mjestu nastanka, a kada se već generiše, prednost i preporuka je da se taj otpad ponovo vrati u upotrebu ili koristi više puta, potom slijedi reciklaža i iskorišćavanje otpada za dobijanje energije i, na kraju, najmanje poželjna opcija tretmana otpada je odlaganje na deponije (Halkos and Petrou, 2016).

2.1. Tehnologije tretmana otpada

U ovom poglavlju prikazane su osnovne tehnologije za upravljanje komunalnim otpadom koje su korištene prilikom provođenja LCA modelovanja.

2.1.1. Deponija

Deponovanje otpada jedan je od procesa u sistemu upravljanja otpadom. Sanitarna deponija se može definisati kao metod odlaganja otpada na zemljištu bez stvaranja smetnji i opasnosti za zdravlje i javnu sigurnost, korištenjem savremenih inženjerskih principa ograničavanja prostora na kojem se odlaže otpad na najmanju moguću površinu, te svakodnevnim ili, po potrebi, češćim prekrivanjem odloženog otpada slojem zemlje (Raghab et al., 2013).

Odloženi otpad na deponiji se razlaže mnogobrojnim kompleksnim biohemijskim i fizičkim procesima, pri čemu se produkuju procjedne vode i deponijski gas (Vaverková et al., 2012) te, ukoliko nije kontrolisana njihova emisija, mogu uzrokovati probleme u životnoj sredini i po zdravlje ljudi (Kotovicová et al., 2011). Neki od problema koji su vezani za deponiju jesu pojava požara i eksplozija, oštećenje vegetacije, neprijatni mirisi, zagađivanje površinskih, podzemnih voda i zemljišta, te zagađivanje vazduha (Calvo et al., 2005).

Procesima razlaganja otpada, naročito organskog otpada u anaerobnim uslovima, stvaraju se velike količine deponijskog gasa, koji čine CH_4 (40%–60%), CO_2 (35%–50%) te N_2 (0%–20%), O_2 (0%–1%), H_2S (50–200 ppm) te veliki broj jedinjenja u tragovima, kao što su alifatski i aromatski ugljovodonici, halogenovana jedinjenja i jedinjenja koja sadrže Si (u ukupnoj koncentraciji od $2\ 000\ \text{mg/m}^3$) (Vaverková et al., 2012). Deponijski gas je potrebno u što većem procentu sakupiti degasifikacionim sistemom, te spaljivati na baklji ili iskorišćavati u druge svrhe. Mogućnosti korišćenja deponijskog gasa su predstavljene u tabeli 2.1.

Tabela 2.1. Primjena deponijskog gasa (Themelis and Ulloa, 2007)

| Tretman deponijskog gasa | Primjena |
|--|--|
| Direktna primjena za zagrijavanje | Za industrijske bojlere Grijanje i hlađenje Industrijsko grijanje |
| Sirovina u hemijskim proizvodnim procesima | Konverzija u metanol (industrijska upotreba ili automobilsko gorivo) |
| Prečišćavanje do kvaliteta gasa u gasovodima | Korišćenje kao automobilsko gorivo Uključivanje u lokalnu mrežu prirodnog gasa |
| Primjena za generisanje električne energije | Obrada i korišćenje u klipnim motorima sa unutrašnjim sagorijevanjem Obrada i korišćenje u mikroturbinama, gas i parnoj turbini Obrada i korišćenje u gorivim ćelijama |
| Iskorišćavanje toplote sa baklje | Korišćenje ciklusa Stirling motora Korišćenje organskog Rankineovog ciklusa |

Voda/tečnost koja je sadržana u otpadu, kao i padavine koje dođu u kontakt sa otpadom primaju u svoj sastav mnogobrojna jedinjenja iz otpada, kao i jedinjenja koja su rezultat razgradnje otpada, gradeći procjedne vode. Procjedne vode sadrže organske i neorganske materije, teške metale, a mogu da sadrže PAHs, alifatska i aromatska jedinjenja, ftalate itd. (Alslaibi et al., 2013; Hossain et al., 2014). Primjer sastava procjednih deponijskih voda je prikazan u tabeli 2.2. Procjedne vode je neophodno prije ispuštanja u vodene ekosisteme prečistiti do nivoa koji neće narušiti ravnotežu. Različiti su načini prečišćavanja procjednih deponijskih voda putem: biološkog (aerobni, anaerobni), fizičko-hemijskog (koagulacija, flokulacija, precipitacija, adsorpcija, hemijska oksidacija) i membranskog postupka (mikrofiltracija, ultrafiltracija, reverzna osmoza) (Renou et al., 2008; Wiszniewski et al., 2006). Koji će se način obrade odabrati, zavisi, prije svega, od konkretne lokacije deponije, uslova njene podloge, te količine i kvaliteta procjedne deponijske vode.

Reverzna osmoza (RO) jeste membranska tehnika prečišćavanja otpadnih voda sa postizanjem visokog stepena otklanjanja organskih i neorganskih materija u otpadnoj vodi (98%–99%). Korisna je za prečišćavanje procjednih voda sa deponije i kao pomoć u rješavanju problema zagađivanja vodenih ekosistema (Peters, 1998). U tabeli 2.2. prikazan

je sastav prečišćenog efluenta u jednostepenoj i dvostepenoj RO, kao i stepen prečišćavanja procjednih voda.

*Tabela 2.2. Sastav procjednih voda i efluenta nakon prvostepene i drugostepene RO
(Peters, 1998; Ushikoshi et al., 2002)*

| Parametar | Procjedne vode | Prvostepena RO | Drugostepena RO | Stepen prečišćavanja (%) |
|---|----------------|----------------|-----------------|--------------------------|
| pH | 7,1–10,5 | 4,8–7,0 | 5,0–5,9 | - |
| Elektroprovodljivost (mS/m) | 237–2980 | 636–5280 | 2,9–20 | 99,5–99,7 |
| BPK ₅ (mg O ₂ /L) | <5–155 | 5,1–197 | <1–<5 | >90,7–>98,8 |
| HPK (mg O ₂ /L) | 7,9–97,4 | 21,1–747 | <1 | 98,1–99,9 |
| N ukupni (mg N/L) | 2,2–82 | 12,9–164 | <1–2 | 92,2–98,9 |
| NH ₃ – N (mg N/L) | 0,96–33,7 | 3,9–53 | 0,29–1,53 | 90,2–98,4 |
| Cl ⁻ (mg/L) | 2830 | 48,4 | 1,9 | 99,9 |
| SO ₄ ²⁻ (mg/L) | 31,1–207 | 30,2–373 | <0,1 | 99,7–99,9 |
| Teški metali (mg/L) | 0,25 | <0,005 | <0,005 | <98 |

Troškovi izgradnje i rukovanja deponijom se dijele na sljedeće komponente (tabela 2.3) (European Commission, 2002):

- troškovi nabavke,
- kapitalni i razvojni troškovi,
- troškovi rukovanja,
- remedijacija,
- troškovi nakon zatvaranja.

Ukupna cijena za odlaganja jedne tone komunalnog otpada na deponije u zemljama EU, kreće se od 17,50 € u Litvaniji do 155,50 € u Švedskoj. U ove cijene uračunata je i taksa koja se kreće od 3 €/t u Bugarskoj, do 107,49 € u Holandiji (European Commission, 2012). Cijene odlaganja otpada na neuređenim deponijama u zemljama sa niskim primanjima u svijetu iznose od 2 do 8 \$. Cijena odlaganja komunalnog otpada na sanitарне deponije u zemljama sa niskim primanjima u svijetu iznosi 10–30 \$, a u zemljama sa visokim primanjima 40–100 \$ (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012).

Tabela 2.3. Primjer pregleda troškova izgradnje i upravljanja deponijom (European Commission, 2002)

| Troškovi | (u €) | Godišnji troškovi (€) | €/toni |
|----------------------------------|---------------|------------------------------|---------------|
| Kapitalni troškovi | 320 000,00 | 45 560,80 | 0,26 |
| Nabavke | 1 600 000,00 | 227 804,00 | 1,30 |
| Razvoj | 14 088 729,60 | 2 005 918,14 | 11,46 |
| Remedijacija | 960 000,00 | 136 682,40 | 0,78 |
| Nakon zatvaranja | 4 924 582,40 | 701 149,00 | 4,01 |
| Ukupni kapitalni troškovi | 21 893 312,00 | 3 117 115,09 | 17,81 |
| Operativni troškovi | | 1 920 000,00 | 10,97 |
| UKUPNI TROŠKOVI | | 5 037 115,09 | 28,78 |

2.1.2. Spalionica

Prva spalionica otpada je izgrađena krajem XIX vijeka u Mančesteru (Velika Britanija) s ciljem sanitarnog upravljanja otpadom i snabdijevanja industrije energijom. Početkom XX vijeka i u ostalim evropskim zemljama (Njemačka, Danska, Belgija, Švajcarska) grade se spalionice. Tek 1970-ih i 1980-ih godina se započinje sa aktivnostima unapređenja upravljanja spalionicama (insineratorima), odnosno otpadnim gasovima, pepelom i šljakom, sa aspekta zaštite životne sredine i ljudskog zdravlja. Rezultat napora za unapređenje upravljanja spalionicama jeste uspostavljanje Direktive o spaljivanju otpada (Directive 2000/76/EC) na nivou EU (Hulgaard and Vehlow, 2011).

Spaljivanje otpada je sagorijevanje otpada na visokim temperaturama ($>850^{\circ}\text{C}$), s viškom vazduha, pri čemu se oslobađa energija, čvrsti ostatak i gasovi, koji se oslobađaju u atmosferu (slika 2.3). Koja od tehnologija spaljivanja otpada će biti primjenjena zavisi od brojnih faktora, kao što su: karakteristike otpada, željeni kapacitet, zakonska regulativa koja reguliše kvalitet gasova nakon tretmana, te radna temperatura (Hulgaard and Vehlow, 2011).

U Direktivi o integrisanoj prevenciji zagađivanja i kontroli (Directive 2008/1/EC), opisana su tri glavna postupka termičkog razlaganja otpada, koja su usklađena sa BAT (eng. *Best Available Technology*):

- spaljivanje – potpuno oksidaciono sagorijevanje,
- piroliza – termička degradacija organskih materijala u odsustvu kiseonika,
- gasifikacija – djelimična oksidacija.

Tehnologija spaljivanja otpada može se kategorisati u dvije grupe:

- spaljivanje nehomogenog otpada,
- spaljivanje homogenog otpada sa ograničenom veličinom čestica.

Spaljivanje nehomogenog otpada, gdje je potreban mali ili nikakav predtretman i usitnjavanje otpada, vrši se u spalionicama sa pokretnom rešetkom, dok se homogeni otpad, koji je prethodno potrebno usitniti i sortitati, tretira u spalionicama sa fluidizovanim slojem (Hulgaard and Vehlow, 2011). Miješani komunalni otpad se može tretirati u spalionici sa pokretnom rešetkom, ali ne i u spalionici sa fluidizovanim slojem. Pri spaljivanju otpada u oba tipa spalionica može se iskoristiti otpad za dobijanje 15%–30% električne energije i od 60%–85% toplotne energije (Astrup et al., 2009).

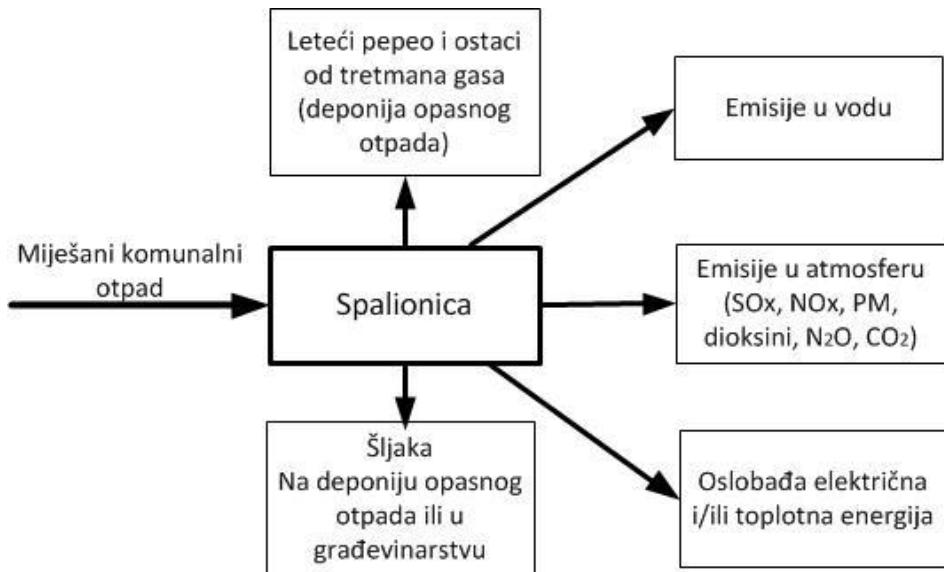
Otpadni gasovi iz spalionice sadrže polutante (zagađujuće materije), kao što su:

- prašina (čestice);
- kiseli gasovi (HCl , HF , SO_2);
- teški metali i
- organske materije (polihlorovani dibenzo-p-dioksini (PCDDs), polihlorovani dibenzo furani (PCDFs) i polihlorovani bifenili (PCBs)).

Ove organske materije iz otpadnih gasova su slabo biorazgradljive, akumuliraju se u hrani i toksične su po čovjeka. Spaljivanje otpada se povezuje sa rizikom razvoja *non-Hodgkin* limfoma i sarkoma (Giusti, 2009). Čvrsti ostatak iz spalionice čini pepeo i šljaka, kao i čvrsti ostatak nakon prečišćavanja gasova. Spaljivanjem 1 tone vlažnog otpada u atmosferu se ispusti 0,75 t otpadnog gasa i 0,25 t u formi čvrstog ostatka (šljaka) (Dalager and Reimann, 2011). Otpadni gasovi se tretiraju sa Ca(OH)_2 i NaOH za neutralizaciju kiselih komponenti, aktivnim ugljenikom za otklanjanje Hg i dioksina, a za redukciju NO_x koristi se amonijak (Astrup et al., 2009; Fruergaard and Astrup, 2011; Vehlow and Dalager, 2011).

Procesima prečišćavanja otpadnih gasova potrebno je (Vehlov and Dalager, 2011):

- otkloniti prašinu i teške metale,
- neutralisati kisele gasove,
- smanjiti PCDDs, PCDFs i organske mikropolutante,
- redukovati azotne okside.



Slika 2.3. Grafički prikaz ulaznih i izlaznih tokova prilikom spaljivanja otpada (Vehlov i Dalager, 2011)

Granične vrijednosti emisija iz spalionica u EU definisane su Direktivom o spalionicama (Directive 2000/76/EC) i nacionalnim standardima zemalja članica EU (Njemačka, Holandija itd.).

Čvrsti ostatak nakon tretmana otpadnih gasova, koji iznosi i do 60 kg po toni otpada koji se spaljuje, u zavisnosti od tretmana otpadnih gasova, odlaže se na deponiju opasnog otpada (Hjelmar et al., 2011).

Osnovne komponente u šljaci su oksidi Si, Ca, Al, Fe i Mg, te Na, K, sulfati i sulfidi, kao i teški metali (Hjelmar et al., 2011). Šljaka se može koristiti kao materijal za izgradnju različitih građevinskih objekata, npr. auto-puteva, u pripremi asfalta, zvučne barijere, itd.

Evropski parlament je u više navrata inicirao da se jasno odrede značenja "recovery" i "disposal" operacije u upravljanju otpadom, što je imalo za posljedicu određivanje uslova pod kojim se spaljivanje otpada može uzeti kao prihvatljiva opcija. Spalionice komunalnog otpada, da bi bile svrstane u "recovery" operacije, moraju da zadovoljavaju sljedeće uslove (European Commission, 2008):

- energetska efikasnost za instalacije koje su u funkciji i koje su dobitile dozvolu prije 01.01.2009. godine mora biti najmanje 0,60;
- energetska efikasnost za instalacije koje su dobitile dozvolu poslije 31.12.2008. godine mora biti namanje 0,65.

Tabela 2.4. Primjer troškova spalionice sa pokretnim rešetkama (European Commission, 2002)

| Troškovi | Investicija (€) | Period otplate (god.) | Stopa (%) | Godišnji (€/god.) | Specifični (€/t) |
|---|--------------------|---------------------------|--------------|------------------------|---------------------|
| Trošak zemljišta | 3 680 000 | | 7 | 25 700 | 0,13 |
| Uređenje lokacije | 341 000 | 25 | 7 | 29 000 | 0,15 |
| Građevinski radovi | 21 740 000 | 15 | 7 | 1 856 000 | 9,28 |
| Tehničke instalacije i mašine | 69 740 000 | 15 | 7 | 7 657 100 | 39,29 |
| Elektrotehničke instalacije | 13 280 000 | 15 | 7 | 1 458 000 | 7,29 |
| Takse, pred finansiranje | 16 568 000 | 17 | 7 | 1 697 000 | 8,48 |
| Ukupno | 121 925 000 | | | 12 723 000 | 63,61 |
| Operativni troškovi (nezavisno od ulaza) | € | % | | (€/god.) | (€/t) |
| Izgradnja, tehničke instalacije i mašine, elektrotehničke instalacije, porezi i osiguranje, upravljanje, pomoćni materijali | 21 970 000 | | 1 | 219 700 | 1,10 |
| Ukupno | | | | 7 711 500 | 38,56 |
| Operativni troškovi (zavisno od ulaza) | | m³/god. | | €/m³ | |
| Procesna voda, gas | | 1 432 640 | 0,35 | 290 400 | 1,45 |
| CaO, NH ₃ (t/god.) | | 1 400 | 176,3 | 118 100 | 0,59 |
| Tretman šljake, pepela, prašine (kg/t) | 364 | 72 800 | 539,3 | 3 820 800 | 19,10 |
| | MWh/t | €/god | €/MWh | €/god | €/t |
| Kredit za struju | 0.35 | 70 700 | 46,00 | 3 253 300 | 16,27 |
| Ukupni troškovi (god.) | | | | 21 002 000 | 105 |

U tabeli 2.4. prikazani su troškovi spalionice sa pokretnim rešetkama za postrojenje kapaciteta 200 000 t/god. u Njemačkoj, koji uključuju troškove kupovine zemljišta, izgradnje postrojenja, zahtjeve za tretman otpadnih gasova, tretman i odlaganje pepela i šljake, iskorišćenje energije, takse itd.

Cijena spaljivanja (insineracije) jedne tone komunalnog otpada u zemljama EU, kreće se od 46 € u Češkoj Republici, do 174 € u Njemačkoj. U ove cijene uračunata je i taksa

koja se kreće od 2,40 € u Francuskoj, do 54 € u Danskoj, dok u Holandiji ne postoji taksa za spaljivanje (insineraciju) otpada (European Commission, 2012). Za srednje razvijene zemlje svijeta cijena spaljivanja otpada iznosi 40–150 \$/t, dok za razvijene zemlje iznosi 70–200 \$/t (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012).

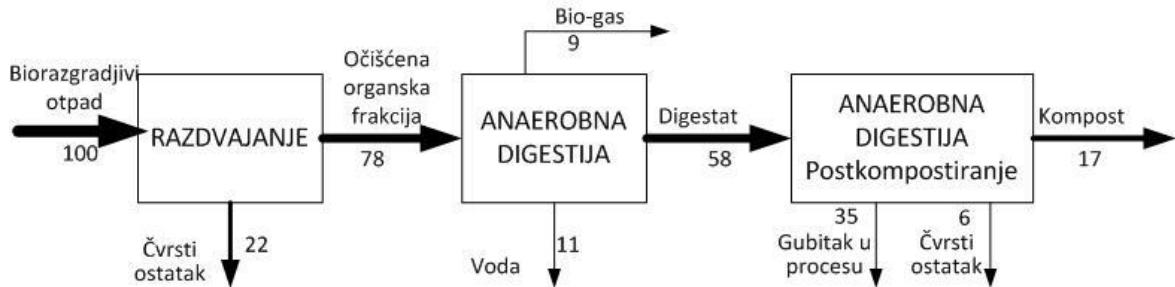
2.1.3. Anaerobna digestija

Anaerobna digestija je mikrobiološki proces razgradnje organske materije bez prisustva kiseonika, čime se organska materija stabilizuje. Tokom ovog procesa nastaje bio-gas i otpadna tečnost (efluent). Otpadna tečnost ili efluent može biti u čvrstom stanju, kao i u tečnom, sa vrlo malo suve materije, i naziva se digestat (Angelidaki and Batstone, 2011) (slika 2.4).

Postoje različiti tipovi anaerobne digestije u zavisnosti od vrste organske materije koja se razgrađuje (mulj od otpadnih voda, komunalni organski otpad, stajnjak i različiti tipovi mješavina organskog otpada), kao što su: suvi/mokri postupak, termofilna/mezofilna digestija, jednosepena/dvostepena digestija i jednofazna/dvofazna digestija (Jansen, 2011).

Osnovni elementi anaerobne digestije su (Jansen, 2011):

- prijem otpada – vaganje, vizuelna kontrola otpada, skladištenje u bunkerima ili silosima;
- predtretman otpada – izdvajanje plastičnih kesa koje su služile za odvojeno sakupljanje organskog otpada, a potom drobljenje ili sjeckanje otpada da bi se redukovala veličina čestica i pripremila za anaeroban tretman;
- digestija – proces transformacije otpada u bio-gas i digestat: skladištenje i doziranje otpada, potom zagrijavanje bio-mase i miješanje sa aktivnim mikroorganizmima, sakupljanje bio-gasa i digestata;
- upravljanje bio-gasom – sakupljanje, tretman, skladištenje i iskorišćavanje gasa;
- upravljanje digestatom;
- kontrola neprijatnih mirisa koji su produkt razgradnje organske materije – biološkim filterima, hemijskim prečistačima, spaljivanjem ili katalitičkom oksidacijom.



Slika 2.4. Maseni bilans tretmana biorazgradljivog otpada anaerobnom digestijom (Arena i Di Gregorio, 2014)

CH₄ i CO₂ čine najveći udio u bio-gasu, a samo mali postotak čine N₂, H₂S NH₃ itd. (tabela 2.5). Bio-gas se može koristiti u sljedeće svrhe (Jansen, 2011):

- toplotna energija – direktnim spaljivanjem gasa može se koristiti toplotna energija za interno zagrijavanje ili uključiti u toplovodni sistem;
- električna i toplotna energija – za korišćenje kod standardnih gasnih motora;
- proizvodnja goriva za vozila;
- unapređenje kvaliteta prirodnog gasa.

Tabela 2.5. Sastav bio-gasa iz postrojenja za anaerobnu digestiju (Møller et al., 2011)

| Sastav bio-gasa | Jedinica | Vrijednost |
|------------------|----------|-------------------------|
| CH ₄ | vol % | 63 (opseg 53–70) |
| CO ₂ | vol % | 37 (opseg 30–47) |
| N ₂ | vol % | 0,2 |
| H ₂ S | ppm | <1 000 (od 0 do 10 000) |
| NH ₃ | ppm | <100 |

Digestat se može koristiti na više načina (Jansen, 2011):

- spaljivanje ili odlaganje na deponiju prethodno osušenog digestata;
- kompostiranje digestata i korišćenje na zemljištu, u poljoprivredi ili hortikulturi (mora da zadovolji stroge zahtjeve kvaliteta);
- prečišćavanje tečnog digestata u postrojenju za tretman otpadnih voda.

Proizvodnja bio-gasa se obično odvija na temperaturi oko 35–42°C (mezofilni) ili 45–60°C (termofilni) (Weiland, 2010). Prosječno vrijeme razgradnje organske materije i

proizvodnje bio-gasa iznosi 15–30 dana za mezofilne i 10–20 dana za termofilne uslove (Angelidaki et al., 2011).

Cijena anaerobne digestije zavisi od mnogobrojnih faktora, kao što su (European Commission, 2002):

- kupovina zemljišta na kojem će biti postrojenje,
- izabrani proces (tehnologija),
- korišćeni ulazni materijali,
- iskorišćenje energije (električna i/ili toplotna),
- cijena za dobijenu energiju,
- zakonodavstvo u pogledu kvaliteta digestata i njegovog tretmana ili primjene.

Cijena anaerobne digestije otpada za postrojenje kapaciteta 20 000 tona/godišnje, sa uračunatim operativnim troškovima i troškovima održavanja, kreće se od 66–83 €/t (European Commission, 2014). U izvještaju Svjetske banke navodi se da je trošak obrade organskog otpada za srednje razvijene zemlje 20–80 \$/t, a za razvijene zemlje 65–150 \$/t (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012).

2.1.4. Izdvajanje korisnih komponenti i reciklaža

Reciklaža materijala iz komunalnog otpada obuhvata četiri faze (Ristić i Vuković, 2006; Vujić i dr., 2012):

- izdvajanje materijala iz otpadnog toka,
- međufaza ili preprocesiranje (sortiranje i kompaktiranje),
- transport,
- završna obrada u cilju obezbjeđivanja sirovina za proizvođače ili krajnjih proizvoda.

Da bi se korisne komponente otpada mogle reciklirati, potrebno ih je prethodno izdvojiti iz miješanog komunalnog otpada. Izdvajanje korisnih komponenti iz miješanog otpada se može podijeliti na dvije grupe (Ristić i Vuković, 2006):

- Izdvajanje na mjestu nastanka – u domaćinstvu ručnim putem. Broj i tipovi komponenti koje se izdvajaju zavisi od programa koji je uspostavljen. Npr. sve reciklabilne materije, kao što su papir, staklo, metal i plastika, izdvajaju se u jednu posudu (kantu ili kesu) ili se svaka frakcija zasebno sakuplja u posudu, tj. papir i karton u jednu posudu, plastika u drugu itd.

– Izdvajanje korisnih komponenti u postrojenjima (ručno ili mašinski) – podrazumijeva dva tipa:

- (1) izdvajanje korisnih komponenti iz miješanog komunalnog otpada;
- (2) razdvajanje korisnih komponenti (papir, metal, staklo, plastika) koje su u prethodnoj fazi sakupljene u jednoj posudi.

U zavisnosti od toga da li se ambalažni otpad odvaja direktno na mjestu nastanka u posebnu posudu, a potom razdvaja na frakcije u postrojenju za razdvajanje ili se iz miješanog komunalnog otpada izdvajaju korisne komponente, različit je i stepen izdvajanja korisnih komponenti iz otpada (tabela 2.6). Iz ove tabele se može jasno uočiti da je daleko veći stepen izdvajanja ako imamo odvojeno sakupljeni ambalažni otpad u jednoj posudi, dok je daleko manji stepen izdvajanja ako se sav komunalni otpad sakuplja u jednoj posudi, a potom razdvaja u postrojenju za sortiranje materijala sa obnovljivim karakteristikama (eng. *Material Recovery Facility – MRF*).

Tabela 2.6. Stepen izdvajanja otpada u zavisnosti od načina sakupljanja otpada (u %)

(Christensen and Bilitewski, 2011; Pressley et al., 2015)

| Vrsta otpada | Stepen razdvajanja | |
|----------------|--------------------|-------------------------------------|
| | Miješani otpad | Odvojeno sakupljeni ambalažni otpad |
| Papir i karton | 39 | 99 |
| Aluminijum | 87 | 97 |
| Željezo | 88 | 98 |
| Plastika | 83 | 98 |
| PET | 83 | 98 |
| Staklo | 69 | 95 |
| Folija | 77 | 90 |
| Ostatak | 76 | 10 |

Koristi afirmisanja reciklaže su višestruke, kao što je očuvanje prirodnih resursa (zaliha prirodnih materijala), smanjenje zagađenja životne sredine uštedom na prostoru na kojem bi taj otpad bio deponovan ili smanjenje količina otpada koji se termički tretira.

Troškovi izgradnje MRF zavise od veličine i kompleksnosti, pa je tako za postrojenje kapaciteta 50 000 t/god. potrebno 5 mil. €, dok operativni troškovi iznose oko 40 €/t (European Commission, 2014).

2.2. Integralno upravljanje otpadom i cirkularna ekonomija

Tradicionalno, termin "otpad" ima negativnu konotaciju i podrazumijeva nešto što je neželjeno i što ljudi odbacuju, a sve iz razloga neadekvatnog razmišljanja o otpadu (Seardon, 2010). U kontekstu integralnog održivog upravljanja otpadom, otpad može imati negativan kontekst samo ako se ne koristi kao resurs, ako nije iskorišćen u punom potencijalu, odnosno ne koristi se za dobijanje energije ili novih proizvoda (Dijkema et al., 2000; Marshall and Farahbakhsh, 2013). Konvencionalni pristup upravljanju otpadom podrazumijeva nastanak, sakupljanje i odlaganje otpada, gdje se sve operacije planiranja posmatraju nezavisno jedna od druge (Seardon, 2010).

Od devedesetih godina prošlog vijeka, u EU, upravljanje čvrstim otpadom vođeno je hijerarhijom koja je predlagala da minimizaciji otpada i čistijim tehnologijama treba dati prioritet i prednost nad reciklažom, insineracijom i deponovanjem (Directive 91/156/EEC).

Integralno upravljanje otpadom je sveobuhvatni pristup prevenciji, reciklaži i efikasnom upravljanju otpadom sa ciljem očuvanja ljudskog zdravlja i životne sredine (Zurbrügg et al., 2012). Integralni koncept upravljanja otpadom pokušava da uspostavi balans između tri dimenzije upravljanja otpadom:

- efikasnosti zaštite životne sredine,
- socijalne prihvatljivosti i
- ekonomske prihvatljivosti (prihvatljiva cijena) (slika 2.5).

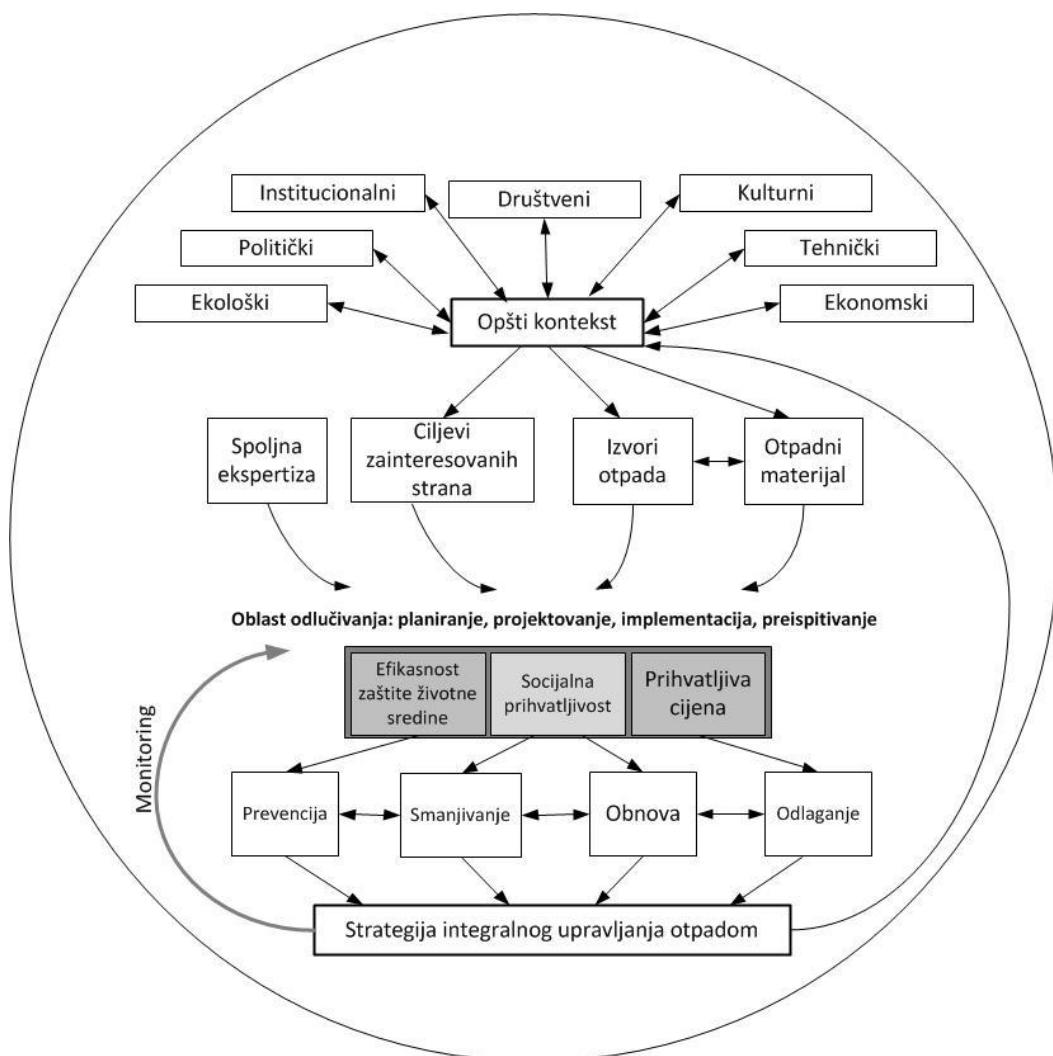
Integralni pristup upravljanju otpadom fokusira se na integraciju mnogih međusobno povezanih procesa i subjekata, nadograđujući sistem upravljanja otpadom. Da bi se smanjili negativni uticaji na životnu sredinu i troškovi, sistem se mora integrisati (otpadni materijali, izvori otpada i tretmani otpada), tržišno orijentisati (energija i materijali imaju krajnju upotrebu) i uspostaviti fleksibilnost i omogućavanje konstantnog poboljšavanja. Integralno upravljanje otpadom prilagođava specifične ciljeve i potrebe zajednici, kako od zainteresovanih strana, tako i od lokalnog konteksta (tehničkih, karakteristika otpada, kulturnih, političkih, socijalnih, ekoloških, ekonomskeh i institucionalnih) (Marshall and Farahbakhsh, 2013).

Održivo upravljanje čvrstim otpadom ima za cilj sprečavanje nastanka otpada kroz dizajn na osnovu cjelokupnog životnog ciklusa proizvoda, sličnog prirodnim ciklusima, koji funkcionišu bez stvaranja otpada. Prirodni procesi se odigravaju pod uticajem sunca,

proizvodeći energiju za sistem; proces fotosinteze pokreće atome i molekule u proizvodnju šume i hrane. Mrtva materija se prerađuje u zemljištu pomoću mikroorganizama i postaje hrana u narednim ciklusima. Slično prirodnim ciklusima, otpad, kao i svi drugi ostaci, može se posmatrati kao potencijalni ulaz za početak novih procesa. Otpadne materije koje se generišu moraju se vratiti na ponovnu upotrebu i reciklažu, postižući cilj “koristimo sve, ne ostavljajmo ništa” (Ngoc and Schnitzer, 2009).

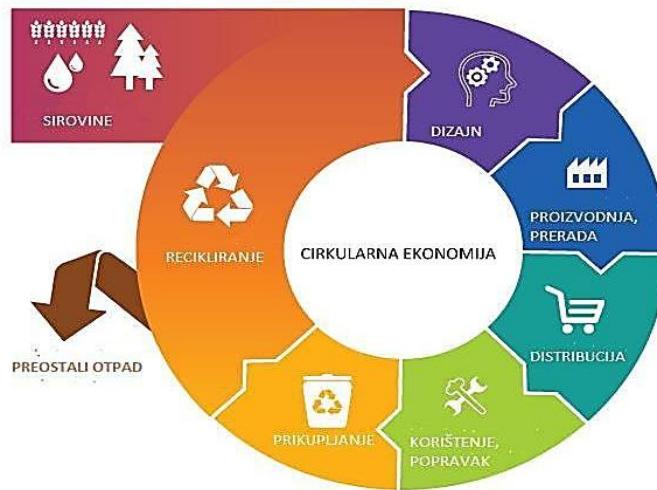
Program za održivi razvoj kojem je ciljna godina 2030. i koji sadrži 17 ciljeva održivog razvoja usvojen je na sjednici Generalne skupštine Ujedinjenih nacija (UN, 2015). Iako se u ovih 17 generalnih ciljeva održivog razvoja direktno nigdje ne definiše pitanje otpada, kroz veliki broj drugih ciljeva i direktno i indirektno se govori o održivom upravljanju otpadom, kao što su npr. zdravlje ljudi, voda, okeani, održivi gradovi i zajednice, itd. (Prokić et al., 2016).

Trenutno u evropskoj privredi materijali, odnosno vrijedni materijali, ne iskorišćavaju se dovoljno, a suočeni smo sa ograničenim i rijetkim resursima dok potražnja za njima sve više raste. Stoga pristup linearne ekonomije po principu “uzmi, izradi, upotrijebi, baci”, koji se bazira na prepostavci da su resursi dostupni i neograničeni, mora da se zamijeni novim pristupom cirkularne ekonomije. Hijerarhija otpada je temelj politike i zakonodavstva EU o otpadu za prelazak na cirkularnu ekonomiju (slika 2.6).



Slika 2.5. Integralno upravljanje čvrstim otpadom (Marshall i Farahbakhsh, 2013)

U posljednjih nekoliko godina EU je predložila neke mjere za unapređenje i tranziciju Evrope ka cirkularnoj ekonomiji, sa ciljem boljeg iskorišćavanja resursa na pametan i održiv način. Na slici 2.6. predstavljeno je funkcionisanje cirkularne ekonomije, pri čemu se u svakom segmentu cirkularnog modela omogućava smanjenje troškova i zavisnosti od prirodnih resursa, rasta i stvaranja novih radnih mesta, te ograničavanje količine generisanog otpada i negativnih uticaja na životnu sredinu. Prva tačka u ovom toku je osmišljavanje proizvodnih procesa, proizvoda i usluga. Proizvodi se osmišljavaju tako da se mogu redizajnirati, gdje bi se, umjesto njihovog bacanja, duže koristili, popravljali, poboljšavali, prerađivali ili reciklirali. Cilj cirkularne ekonomije je smanjenje količine resursa koji izlaze iz kruga, odnosno omogućavanje optimalnog funkcionisanja sistema (European Commission, 2014b; European Commission, 2015).



Slika 2.6. Cirkularna ekonomija (Anastasio, 2016)

U sistemu cirkularne ekonomije, dio koji se odnosi na zatvaranje kruga odnosi se na pretvaranje otpada u resurs. Upravljanje otpadom jedno je od glavnih područja u kojim su potrebna, ali i lako izvodljiva dodatna poboljšanja (European Commission, 2017). Hijerarhijom otpada potrebno je podsticati reciklažu i ponovnu upotrebu, ograničavanje količina otpada koji se odlaže, smanjenje potrošnje resursa i promjenu ponašanja potrošača. U državama članicama EU postignut je napredak u pretvaranju otpada u resurse, kao i unapređenje održivih načina upravljanja otpadom, poput reciklaže.

Mjere za upravljanje otpadom u cilju povećanja privrednog rasta, te društvenih i ekoloških koristi, odnosno dostizanje nulte stope otpada za Evropu su (European Commission, 2014b):

- povećanje ponovne upotrebe i reciklaže komunalnog otpada na 70% do 2030. godine;
- povećanje stope reciklaže ambalažnog otpada na 80% do 2030. godine, s međustopama od 60% do 2020. i 70% do 2025. godine;
- zabrana odlaganja otpada koji se može reciklirati (papir, metal, staklo, plastika, karton, organski otpad) do 2025. godine, i ulaganje npora za prestanak odlaganja otpada do 2030. godine ili ograničavanje na maksimalnih 5%;
- razvoj tržišta sekundarnih sirovina.

Ako se ovi ciljevi ostvare, mogu se ostvariti brojne privredne mogućnosti, poboljšati snabdijevanje industrije sirovinama, otvoriti nova radna mjesta, odnosno potvrditi evropsko liderstvo u sektoru zelenih tehnologija, za koji se pokazalo da ima mogućnost rasta i na međunarodnom nivou (European Commission, 2017).

2.3. Zakonska regulativa iz oblasti upravljanja otpadom

Zakonska regulativa i standardi iz životne sredine imaju za cilj uspostavljanje ravnoteže u iscrpljivanju resursa i očuvanju zdravlja ljudi i zdrave životne sredine (Liu et al., 2015).

2.3.1. Zakonodavni okvir Evropske unije

Zakonodavni okvir EU koji uređuje oblast upravljanja otpadom (prikazan na slici 2.7) može se podijeliti u tri segmenta:

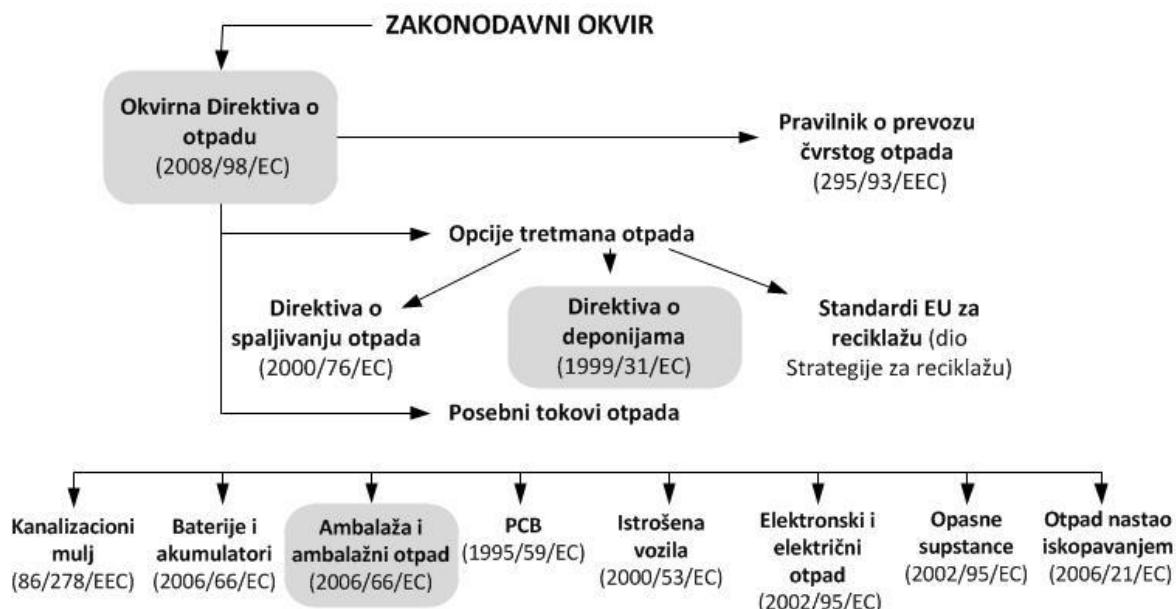
- okvir koji uređuje oblast upravljanja otpadom,
- okvir koji uređuje oblast tretmana otpada,
- okvir koji definiše posebne tokove otpada.

Okvirna direktiva o otpadu (Directive 2008/98/EC) predstavlja vodič politike upravljanja otpadom u Evropskoj uniji, i zajedno sa Direktivom o deponijama i Direktivom o ambalaži i ambalažnom otpadu čini okosnicu u oblasti upravljanja otpadom u EU.

Hijerarhija otpada je dio evropske Okvirne direktive o upravljanju otpadom 91/156/EEC, čija je svrha zaštita životne sredine, smanjenje eksploatacije resursa i obezbjeđivanje održivog razvoja, koja se fokusira na prevenciji nastajanja otpada, ponovne upotrebe, reciklaže i energetskog iskorišćenje otpada. Ova direktiva je dopunjena direktivama 2006/12/EC i 2008/98/EC. Okvirna direktiva postavlja sljedeće ciljeve za ponovnu upotrebu i reciklažu otpada:

- do 2020. godine uspostaviti sistem odvojenog sakupljanja,
- do 2020. godine reciklirati minimum 50% komunalnog otpada,
- do 2020. godine dostići reciklažu do 70% neopasnog otpada (građevinskog i otpada od rušenja).

Ova direktiva zahtijeva od nadležnih nacionalnih tijela da izrade planove upravljanja otpadom i programe za prevenciju nastanka otpada. Prevencija nastanka otpada može da se predviđi na različite načine, kvalitativnim ili kvantitativnim metodama. U izradi nacionalnog programa, različite zemlje su izabrale različite pristupe. U nekim zemaljama nacionalni plan upravljanja otpadom obuhvata i fazu prevencije i fazu upravljanja otpadom, a u nekim samo fazu upravljanja otpadom (EEA, 2014).



Slika 2.7. Zakonodavstvo EU o otpadu (World Bank, 2011)

Isto tako, strateški okviri planiranja upravljanja otpadom razlikuju se od države do države. Jedne se ograničavaju na mјere u sektorу životne sredine, a druge uključuju i neophodne mјere u drugim sektorima, da bi primjena bila efikasnija (European Commission, 2013).

Direktiva o odlaganju otpada (Directive 1999/31/EC) ima za cilj minimizaciju ili sprečavanje negativnih efekata na životnu sredinu, naročito na zemljište, podzemne i površinske vode, kao i na zdravlje ljudi, definišуći stroge tehničke zahtjeve prilikom odlaganja otpada, kao i tokom cijelog životnog ciklusa deponije. Jedan od važnih zahtjeva za odlaganje na deponijama je postepeno smanjivanje količina odlaganja biorazgradljivog otpada, čijom se razgradnjom generiše metan, koji ima 20 puta veći potencijal globalnog zagrijavanja od CO₂.

Ciljevi za smanjenje količine biorazgradljivog otpada koji se odlaže na deponiju prema Direktivi 1999/31/EC jesu smanjenje količine biorazgradljivog otpada na 35% od ukupnog iznosa biorazgradljivog otpada proizведенog u 1995. godini do 2016. godine, odnosno za neke zemlje do 2020. godine.

Direktiva o ambalaži i ambalažnom otpadu (Directive 94/62/EC, 2005/20/EC, 2004/12/EC, 1882/2003/EC) donesena je kako bi se spriječio ili smanjio uticaj ambalaže i ambalažnog otpada na životnu sredinu. Cilj ove direktive je sprečavanje proizvodnje

ambalaže, ponovno korišćenje, reciklaža i drugi oblici iskorišćavanja ambalaže, čime se postiže redukovanje količine otpada na deponiji.

Prema ovoj direktivi, do kraja 2008. godine članice EU moraju reciklirati najmanje 55% ambalažnog otpada. Udio reciklaže za materijale sadržane u ambalažnom otpadu treba da iznosi: 60% staklo, 60% papir i karton, 50% metal, 22,5% plastika i 15% ambalaže od drveta.

Direktiva o spaljivanju otpada (Directive 2000/76/EC) ima za cilj da postavi standarde putem strogih uslova rada postrojenja i tehničkih uslova za sprečavanje ili smanjenje zagađenja vazduha, vode i zemljišta uzrokovanog spaljivanjem otpada odnosno emisijom supstanci koje se generišu, a radi sprečavanja rizika po ljudsko zdravlje.

2.3.2. Zakonodavni okvir Republike Srpske

U Republici Srpskoj (RS), oblast upravljanja otpadom regulisana je brojnim zakonskim i podzakonskim aktima.

Zakonom o upravljanju otpadom („Službeni glasnik Republike Srpske“ br. 111/13, 106/15) uređuju se: vrste i klasifikacija otpada, planiranje upravljanja otpadom, subjekti upravljanja otpadom, odgovornosti i obaveze u upravljanju otpadom, organizovanje upravljanja otpadom, upravljanje posebnim tokovima otpada, postupak izdavanja dozvola, prekogranično kretanje otpada, izvještavanje o otpadu i baza podataka, finansiranje upravljanja otpadom, nadzor, kao i druga pitanja od značaja za upravljanje otpadom. Upravljanje otpadom je djelatnost od opšteg interesa, što podrazumijeva provođenje propisanih mjera za postupanje s otpadom u okviru sakupljanja, transporta, skladištenja, tretmana i odlaganja otpada, uključujući i nadzor nad tim aktivnostima i brigu o postrojenjima za upravljanje otpadom poslije zatvaranja.

Uredba o upravljanju ambalažom i ambalažnim otpadom („Službeni glasnik Republike Srpske“ br. 36/15) odnosi se na ambalažu koja se proizvodi, odnosno stavlja na tržiste, uvezenu ambalažu i sav ambalažni otpad koji je nastao u industriji, zanatstvu, maloprodaji, uslužnim i dugim djelatnostima, u domaćinstvima, ili koji je nastao na neki drugi način, bez obzira na njegovo porijeklo, upotrebu i korišćeni ambalažni materijal. Cilj ove uredbe je obezbjeđenje očuvanja resursa, zaštite životne sredine i zdravlja ljudi, razvoj savremenih tehnologija proizvodnje ambalaže, uspostavljanje optimalnog sistema upravljanja ambalažom i ambalažnim otpadom kroz:

- podjelu odgovornosti svih privrednih subjekata u skladu s načelom “zagadživač plaća” i načelom odgovornosti tokom životnog ciklusa ambalaže;
- smanjenje količine ambalažnog otpada;
- ponovnu upotrebu ambalaže, reciklažu i druge oblike ponovnog iskorišćavanja ambalažnog otpada i smanjenje konačnog odlaganja.

Prema ovoj uredbi, opšti ciljevi za iskorišćavanje ili reciklažu ambalaže su 25% za 2015. godinu i 35% za 2016. godinu.

Uredba o odlaganju otpada na deponije („Službeni glasnik Republike Srpske“ br. 36/15) propisuje:

- uslove i kriterijume za određivanje lokacije;
- tehničke i tehnološke uslove za projektovanje, izgradnju i rad deponija otpada;
- vrste otpada koje se ne mogu odlagati na deponiji;
- kriterijume i procedure za prihvatanje i neprihvatanje, odnosno odlaganje otpada na deponiju;
- način i procedure rada i zatvaranja deponije;
- sadržaj i način monitoringa rada deponije;
- naknadno održavanje poslije zatvaranja deponije.

Cilj ove uredbe je obezbjeđivanje uslova za sprečavanje i smanjenje štetnih uticaja na zdravlje ljudi i životnu sredinu u toku cijelog životnog ciklusa deponije, tj. zagađenja površinskih i podzemnih voda, zemlje i vazduha, uključujući i efekat staklene bašte.

2.4. Modelovanje upravljanja otpadom

Čvrsti otpad datira od samog početka civilizacije, ali tek u posljednjih nekoliko decenija se traže rješenja za ovaj problem. U XIX vijeku, održivo integralno upravljanje otpadom je neophodno sagledavati kroz sve faze, počevši od planiranja, projektovanja, rukovanja ili rada, i na kraju prestanka (razlaganja, odlaganja, itd.).

White et al. (2012) kao razloge modelovanja upravljanja otpadom navode sljedeće:

- Pošto se proces izrade modela često fokusira na nepoznate ili nedostajuće podatke o troškovima u ekološkom i ekonomskom smislu u lancu upravljanja otpadom, ovi podaci se moraju tražiti ili dobiti eksperimentalnim putem.
- Definisani model može da opiše trenutno upravljanje otpadom opisujući taj sistem ili proračunavanje ekonomskih ili ekoloških troškova.

- Modelovanje omogućava kalkulaciju “šta ako...?”, koja se koristi za definisanje tačaka osjetljivosti u sistemu upravljanja otpadom. Ove kalkulacije ili promjene u sistemu pomažu kod definisanja koje će promjene imati najveći uticaj na smanjivanje troškova ili smanjivanje negativnog uticaja na životnu sredinu.
- Modeli omogućavaju da se predvidi najpovoljniji sistem sa aspekta zaštite životne sredine i ekonomski isplativosti. Takve prognoze ne moraju biti 100% tačne, ali mogu dati dragocjene procjene za strategiju planiranja upravljanja otpadom.

Tabela 2.7. Tehnike analize sistema upravljanja otpadom (Kadafa et al., 2014; Pires et al., 2011)

| Tehnike analize sistema | Metode i analitički alati |
|--|--|
| | Analiza troškova i koristi (eng. <i>Cost Benefit Analysis</i> – CBA) |
| Inženjerski modeli procjene sistema upravljanja otpadom | Modeli predviđanja (eng. <i>Forecasting Models</i> – FM) Modeli stimulacije (eng. <i>Stimulation Models</i> – SM) Optimizacioni modeli (eng. <i>Optimization Models</i> – OM) Integrисani sistemi modelovanja (eng. <i>Integrated Modelling Systems</i> – IMS) |
| | Procjena rizika (eng. <i>Risk Assessment</i> – RA) |
| | Procjena uticaja na životnu sredinu (eng. <i>Environmental Impact Assessment</i> – EIA) |
| | Strateška procjena uticaja na životnu sredinu (eng. <i>Strategic Environmental Assessment</i> – SEA) |
| | Procjena životnog ciklusa (eng. <i>Life Cycle Assessment</i> – LCA) |
| Modeli procjene sistema upravljanja otpadom | Analiza materijalnih tokova (eng. <i>Material Flow Analysis</i> – MFA) Menadžment informacionim sistemima (eng. <i>Management Information System</i> – MIS) Ekspertske sisteme (eng. <i>Expert System</i> – ES) Sistem podrške prilikom donošenja odluka (eng. <i>Decision Support System</i> – DSS) Razvoj scenarija (eng. <i>Scenario Development</i> – SD) Socioekonomski analizi (eng. <i>Socioeconomic Assessment</i> – SoEA) Procjena održivosti (eng. <i>Sustainable Assessment</i> – SA) |

Primjena alata i modela na upravljanju komunalnim otpadom pomaže kako donosiocima odluka u cilju optimizacije sistema upravljanja otpadom, redukovanja uticaja na životnu sredinu te procjene troškova, tako i prihvatanju od strane javnosti i zainteresovanih strana. Posljednjih decenija, istraživanja u upravljanju otpadom su se usredsredila na razvoj alata i metoda, kao pomoć i podrška donosiocima odluka o upravljanju otpadom (Gottinger, 1988; MacDonald, 1996; Tanskanen, 2000; Morrissey and Browne, 2004; Finnveden et al., 2007).

Tehnike analize sistema upravljanja otpadom dijele se u dvije grupe (tabela 2.7):

- inženjerski modeli procjene sistema upravljanja otpadom,
- modeli procjene sistema upravljanja otpadom.

Tabela 2.8. Prikaz objavljenih studija modelovanja upravljanja otpadom u EU i primijenjeni analitički alati i modeli (Pires et al., 2011)

| Modeli procjene | Inženjerski modeli procjene | Austrija | Belgija | Njemačka | Danska | Španija | Finska | Francuska | Grčka | Irska | Italija | Luksemburg | Holandija | Portugal | Švedska | Velika Britanija | Norveška | Švajcarska | UKUPNO |
|-----------------|-----------------------------|----------|---------|----------|--------|---------|--------|-----------|-------|-------|---------|------------|-----------|----------|---------|------------------|----------|------------|--------|
| | | CBA | 1 | - | - | 2 | - | - | 1 | - | 1 | - | - | - | 2 | 3 | 2 | - | 12 |
| | FM | 4 | - | - | 1 | 1 | - | - | 1 | 2 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 10 |
| | SM | - | - | - | - | - | 1 | 3 | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 1 | 1 | 7 |
| | OM | - | - | 1 | - | - | 2 | - | 3 | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 7 |
| | IMS | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 2 |
| | MIS/ DSS/ ES | 2 | 1 | 7 | 2 | - | - | 1 | 1 | 1 | 4 | 1 | 1 | 1 | 1 | 3 | - | - | 26 |
| | SD | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 1 | - | - | 2 |
| | MFA | 2 | 1 | 2 | - | 1 | 2 | - | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - | 1 | 10 |
| | LCA | 1 | 2 | 7 | 13 | 6 | 2 | 13 | - | - | 10 | - | 2 | 1 | 7 | 5 | 1 | 2 | 72 |
| | RA | 1 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | 7 | - | 1 | - | 1 | 2 | - | - | 13 |
| | EIA | - | - | - | - | - | 1 | 0 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - | - | 2 |
| | SEA | 4 | - | - | - | - | 1 | 0 | - | 1 | 1 | - | 2 | - | - | 3 | - | - | 12 |
| | SoEA | - | - | 2 | - | - | - | 0 | - | - | 3 | - | - | - | 4 | 1 | - | 2 | 12 |
| | SA | 1 | - | - | 1 | - | 5 | 0 | 3 | 2 | 5 | - | 1 | - | 10 | 2 | - | 1 | 31 |
| | UKUPNO | 16 | 4 | 19 | 19 | 8 | 15 | 19 | 8 | 7 | 32 | 1 | 8 | 3 | 25 | 23 | 4 | 7 | 218 |

U tabeli 2.8. predstavljen je pregled korišćenih analitičkih alata za modelovanje upravljanja otpadom na nivou EU (Pires et al., 2011). U najvećem broju studija, korišćen je LCA metod, odnosno od ukupno analiziranih 218 studija, u 72 studije je korišćen LCA. Koji od modela će se primijeniti zavisi od predmeta i cilja studije upravljanja otpadom.

2.5. Upravljanje otpadom u Republici Srpskoj

Prosječna količina komunalnog otpada po stanovniku u RS u toku jednog dana iznosi oko 0,86 kg ili 316 kg u toku jedne godine. Količina komunalnog otpada u opština RS kreće se od 0,26 do 1,22 kg po stanovniku i zavisi od stepena razvijenosti opštine i pokrivenosti uslugom sakupljanja i odvoza otpada (Strategije upravljanja otpadom, 2017). Upravljanje komunalnim otpadom u RS je prostornoplanskom dokumentacijom organizovano na regionalnom konceptu i čini ga osam (8) regija (tabela 2.9).

Prema Republičkom zavodu za statistiku Republike Srpske (2016b), u RS postoje ukupno 43 deponije, od čega su samo deponije u Banjoj Luci, Zvorniku i Bijeljini sanitарне, dok su preostalih 40 deponija divlje i neuređene deponije.

Tabela 2.9. Broj stanovnika, pokrivenost odvozom otpada i količina otpada po regijama u RS (Strategija upravljanja otpadom, 2017).

| Regija | Broj stanovnika | Pokrivenost uslugom odvoza otpada (%) | Odloženi komunalni otpad (t) (iz 2013. godine) |
|---------------|-----------------|---------------------------------------|---|
| Banja Luka | 357 595 | 71,9 | 91 508 |
| Bijeljina | 133 681 | 62,6 | 32 123 |
| Doboj | 206 897 | 50,1 | 28 979 |
| Gacko | 65 702 | 61,1 | 9 706 |
| Mrkonjić Grad | 33 498 | 58,5 | 4 557 |
| Prijedor | 136 747 | 62,5 | 32 403 |
| Foča | 115 050 | 64,1 | 17 157 |
| Zvornik | 121 172 | 68,4 | 23 933 |
| UKUPNO: | 1 170 342 | 63,7 | 240 365 |

Iz prethodne tabele može se vidjeti da je na banjalučkoj i bijeljinskoj deponiji odloženo 123 631 t otpada ili 51,43% ukupnog odloženog otpada, dok preostali dio komunalnog otpada u RS završi na divljim deponijama – 116 734 t (48,57%). Prosječna vrijednost pokrivenosti odvozom otpada u RS iznosi 63,7%. Najveći stepen pokrivenosti

sakupljanjem i odvozom otpada je u banjalučkoj regiji (71,9%), a najmanji u dobojskoj regiji (50,1%). Procjenjuje se da ukupna količina komunalnog otpada u 2013. godini, računajući i domaćinstva koja nisu obuhvaćena uslugom sakupljanja i odvoza, iznosi oko 369 827 t (IPZ Uniprojekt TERRA, 2015b). Količina odvojenog i prerađenog komunalnog otpada u 2013. godini u RS je iznosila 3 156 t. U okviru izvještaja IPZ Uniprojekt TERRA (2015), čiji je cilj procjena budućih količina i sastava komunalnog otpada u RS od 2014. do 2025. godine, očekuje se da će u 2025. godini u RS biti ukupno 447 063 t komunalnog otpada.

Oblast upravljanja otpadom u RS je nerazvijena, i nju karakterišu sljedeći nedostaci:

- nedovoljno razvijen stepen sakupljanja i odvoza otpada;
- uprkos postavljenom regionalnom pristupu upravljanja otpadom, otpad se još uvjek odlaže na veliki broj divljih deponija;
- nepostojanje adekvatnih tehnologija tretmana otpada;
- nerazvijen sistem odvojenog sakupljanja otpada;
- nedovoljno razvijena reciklaža;
- nema iskorišćavanja otpada za dobijanje energije.

Ratna dešavanja u BiH te loša socioekonomski situacija uzrok su neadekvatnom upravljanju otpadom u RS. Ovakvo upravljanje komunalnim otpadom u RS predstavlja rizik po životnu sredinu i zdravlje ljudi (Topić i dr., 2013).

Kao razlozi za takvu lošu situaciju u sektoru upravljanja komunalnim otpadom mogu se navesti: nepostojanje strateških investicionih planova u ovom sektoru, ograničenost instrumenata za promociju reciklaže i prevencije stvaranja otpada, te nedostatak kapaciteta u sektoru upravljanja opasnim i industrijskim otpadom (European Commission, 2014a).

Naplata usluga prikupljanja otpada od domaćinstava vrši se uglavnom prema korisniku (domaćinstvo ili član domaćinstva) ili prema veličini stambenog prostora. Prosječni iznos usluge za domaćinstva u Republici Srpskoj iznosi oko 7,53 KM/domaćinstvo/mjesečno ili oko 0,12 KM/m²/mjesečno. Prosječni iznos usluge za komercijalne i privredne subjekte u Republici Srpskoj iznosi oko 28,99 KM/subjekt/mjesečno, oko 0,61 KM/m²/mjesečno ili 4,83 KM/m³ (IPZ Uniprojekt TERRA, 2015a).

2.6. Upravljanje otpadom u banjalučkoj regiji

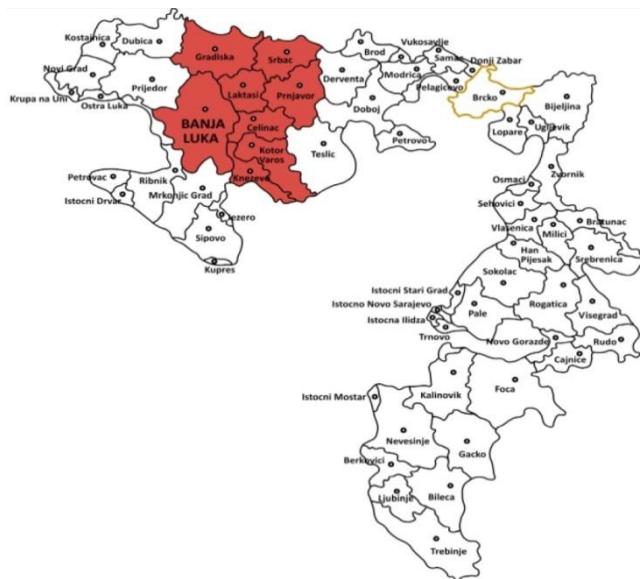
Banjalučku regiju sačinjavaju grad Banja Luka i opštine Gradiška, Srbac, Laktaši, Prnjavor, Čelinac, Kotor Varoš i Kneževi (slika 2.8) i, prema popisu stanovništva iz 2013. godine, broji 399 469 stanovnika i 126 811 domaćinstava (Republički zavod za statistiku Republike Srpske, 2016a).

Regionalna deponija locirana je u sjeverozapadnom dijelu Banjaluke, na lijevoj strani magistralnog puta (M4) Banja Luka–Prijedor. Ova deponija se od 1976. godine koristi za odlaganje otpada samo za grad Banja Luku, a ovaj lokalitet je izabran zbog vodonepropusnih stijena koje učestvuju u građi terena i okarakterisan je kao podoban za izgradnju deponije. Otpad se odlagao direktno na zemljište, bez postavljanja vještačke hidroizolacije. Devedesetih godina prošlog vijeka, uslijed ratnih dešavanja na prostorima BiH/RS, otpad se nekontrolisano odlagao na ovoj deponiji bez ikakvih drugih radova na održavanju i funkcionisanju deponije. To je uslovilo da je ova deponija postala “otvoreno smetlište” sa učestalim požarima, zapuštenim i nefunkcionalnim sistemom za sakupljanje oborinskih i procjednih voda, te raznošenjem otpada od strane ljudi i životinja. Ovakav način upravljanja banjalučkom deponijom prouzrokovao je zagađenje površinskih i podzemnih voda i zemljišta, i predstavlja je rizik po zdravlje ljudi u neposrednoj blizini deponije (Markić et al., 2015).

Od 2000. godine, prema Strategiji upravljanja čvrstim otpadom u BiH (2000), odlaganje otpada na ovoj deponiji se proširuje, pored grada Banjaluke, i na sedam susjednih opština. Deponija zauzima površinu od 290 000 m², a planira se proširenje na površinu od 440 000 m².

Od 2004. godine pristupilo se sanaciji deponije, odnosno starog dijela deponije, i izgradnji nove sanitарне deponije kroz sljedeće radove i aktivnosti:

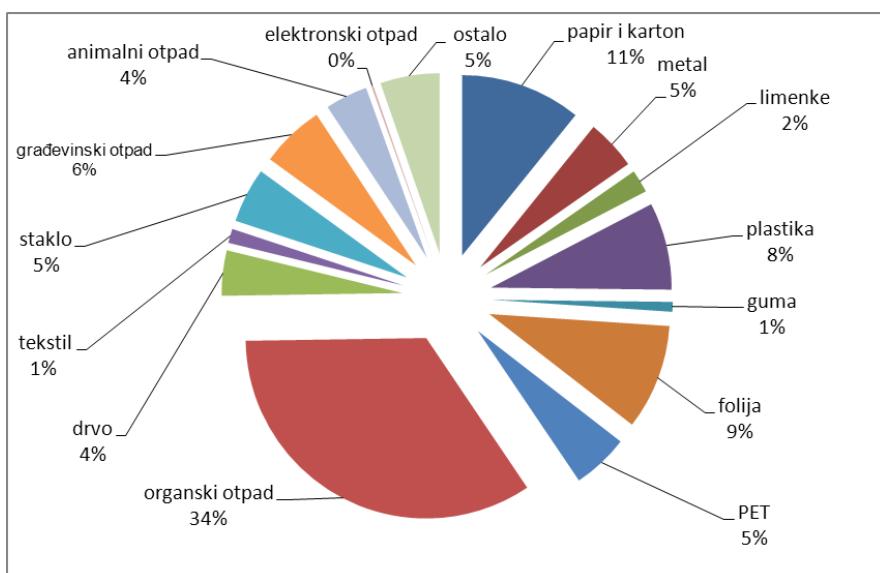
- ograđivanje deponije i izgradnju ulaznog dijela sa vagama, čime se uspostavila kontrola otpada koji ulazi (i kvalitativna i kvantitativna), te spriječilo neovlašćeno ulaženje, odlaganje i raznošenje otpada;
- saniran stari dio deponije, uspostavljeno odvojeno sakupljanje procjednih i oborinskih voda;
- izgraden sistem za prečišćavanje procjednih voda u postrojenju na principu reverzne osmoze, gdje se oko 60% procjednih voda prečišćava, a ostatak procjeđuje u zemljište i površinske vode (Bjelić et al., 2015).



Slika 2.8. Organizacija upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji (Topić i dr., 2013)

Otpad se u gradskim naseljima, gdje preovlađuje kolektivni tip stanovanja, sakuplja u kontejnerima, a u seoskim domaćinstvima svako domaćinstvo ima posudu za sakupljanje otpada ili postoje veliki kontejneri za sakupljanje otpada iz domaćinstava. Sistem razdvajanja otpada na mjestu nastanka ne postoji u regiji. Od ukupnog broja domaćinstava u banjalučkoj regiji (126 811), 91 214 domaćinstava ili 71,9% pokrivena su uslugom odvoza otpada (IPZ Uniprojekt TERRA, 2015a). Cijena prijema 1 t komunalnog otpada na banjalučkoj deponiji iznosi 28 KM (14 €).

Sastav komunalnog otpada na banjalučkoj deponiji prikazan je na slici 2.9.



Slika 2.9. Prikaz sastava otpada sa banjalučke deponije (Euro Inspekt, 2010)

Dominantna frakcija u komunalnom otpadu je organski otpad (34%), odnosno ostaci voća i povrća, otpad iz kuhinje i baštenski otpad. Zatim slijede papir i karton (11%), folija (9%) i plastika (8%). Ambalažni otpad, odnosno papir i karton, plastika, PET, staklo, folija, metal i limenke, čini oko 46% komunalnog otpada. To je otpad koji se može lako izdvojiti i reciklirati.

2.7. Metodologija uzorkovanja i analize sastava čvrstog komunalnog otpada

Prvi i najvažniji korak kod planiranja, analize ili modelovanja upravljanja otpadom predstavlja sakupljanje podataka o količinama i sastavu otpada. Raznolikost podataka o količinama i sastavu komunalnog otpada u lokalnoj zajednici ili regionu, koji se nalaze u različitim dokumentima, utiču na dimenzionisanje potrebnih infrastrukturnih kapaciteta za implementaciju savremenih sistema za upravljanje otpadom, što će imati za posljedicu finansijske implikacije (Stevanović Čarapina i dr., 2013).

2.7.1. Uzorkovanje otpada

Uzorkovanje otpada i priprema uzorka jeste važan korak u karakterizaciji otpada. Prostorne i vremenske varijacije u sastavu otpada moraju se uzeti u obzir sa aspekta veličine uzorka. Heterogenost otpada, odnosno mješavina različitih čestica različitog sastava, zahtijeva veliku pažnju, jer se iz malog uzorka treba izvršiti veliki broj analitičkih metoda, odnosno treba voditi računa o tome da se iz nekoliko tona otpada pravilno uzme uzorak koji će biti reprezentativan za analizu u laboratoriji (Lagerkvist et al., 2011).

Postoje tri osnovne strategije uzorkovanja otpada (Lagerkvist et al., 2011):

- Slučajni uzorak – koristi se kada je sastav otpada homogen (npr. u područjima porodičnog stanovanja), kada se svi dijelovi otpada mogu uzorkovati.
- Stratifikovani (slojeviti) slučajni uzorak – koristi se u slučajevima nehomogenog sastava otpada (npr. mješavina višečlanih porodica i individualnog stanovanja). Vrši se raslojavanjem otpada u različite dijelove, gdje je svaki dio homogen, a slučajni uzorak se onda uzima za svaki dio. Ovaj tip uzorkovanja otpada je povoljan za gradske sredine, koje su podijeljene u homogene oblasti.
- Sistematski slučajni uzorak – najmanje se koristi. Prilikom uzorkovanja otpada, prvi uzorak otpada se uzima slučajno, a sljedeći uzorci su prethodno definisani.

Npr. svaka deseta kesa sa otpadom u nekom području se uzima ili se uzima kesa sa otpadom iz domaćinstva sa tačno određenog kućnog broja.

Uzorkovanje komunalnog otpada može se izvršiti na dva načina:

- direktno u domaćinstvima, odnosno na izvoru nastanka;
- iz vozila koja sakupljaju otpad.

Iz vozila koja sakupljaju otpad, uzorkovanje se vrši u transfernim stanicama ili postrojenjima za tretman otpada (spalionica ili deponija) (Edjabou et al., 2015).

Veličina uzorka otpada je uvijek kompromis između praktičnosti i različitosti sastava otpada. Kod otpada heterogenog sastava, uzorak mora da sadrži i komponente koje se rjeđe pojavljuju. Za heterogene otpade, veličina uzorka iznosi i po nekoliko tona, dok za homogene otpade (kompost) iznosi do 100 kg.

2.7.2. Analiza i ispitivanje otpada

Analiza i ispitivanje otpada su standardizovani, odnosno njihovo prikupljanje i objavljivanje podataka je standardizovano nacionalnim i međunarodnim standardima, kao što su oni koje su izdale sljedeće institucije (Lagerkvist et al., 2011):

- Internacionalna organizacija za standardizaciju (eng. *International Organization for Standardization – ISO*),
- Američko društvo za ispitivanje i materijale (eng. *The American Society of Testing and Materials – ASTM*),
- Njemački institut za standardizaciju (njem. *Deutsches Institut für Normung – DIN*),
- Švedski institut za standarde (eng. *The Swedish Institute for Standards – SIS*).

Pored navedenih standarda, neke zemlje su razvile svoju metodologiju uzorkovanja i analize otpada: Nizozemska (Cornelissen and Otte, 1995), Engleska i Vels (Burnley et al., 2007), Švajcarska (Maystre and Viret, 1995), Južna Afrika (Mbande, 2003), Florida (Reinhart and McCauey-Bell, 1996). Evropska komisija u okviru „The Solid Waste Analysis – tool“ projekta, predložila je Evropski standardni metod za karakterizaciju otpada (European Commission, 2004). Austrija, Njemačka, Italija, Španija, Rumunija, Poljska i Velika Britanija su učestvovali u ovom projektu.

U Republici Srbiji, Vujić et al. (2010) definisali su metodologiju određivanja količine i sastava komunalnog otpada koja je zasnovana na iskustvu članica EU i sastoji se iz dva segmenta:

- procjene generisanih količina komunalnog otpada i
- uzorkovanja i analize morfološkog sastava otpada.

Karakteristike otpada, u zavisnosti od provedenih analiza i testova, podijeljene su u tri grupe (Lagerkvist et al., 2011):

- fizičke – analiza razdvajanja (kvantifikovanje frakcija otpada), raspodjela veličina čestica, sadržaj vlage, gustina;
- hemijske – pH, alkalitet, organske materije, neorganske materije, toplotna moć;
- ispitivanje performansi – testovi procjeđivanja supstanci kroz otpad, respiratorični test (mjerenjem stepena razgradljivosti otpada u zavisnosti od količine kiseonika tokom određenog vremenskog perioda, npr. 4–21 dan), biohemski potencijal metana (količina matana koja se generiše iz organskog otpada u optimalnim mezofilnim ili termofilnim temperaturnim uslovima).

2.7.2.1. Fizička analiza otpada

Na fizički sastav otpada utiče broj stanovnika, stepen razvijenosti naselja, godišnje doba, klima te geografski položaj. Informacije i podaci o fizičkom sastavu otpada važan su parametar prilikom odabira opreme i postrojenja za tretman otpada, u izradi studije izvodljivosti iskorišćenja otpada kao sirovine ili za dobijanje energije, te analizi i projektovanju deponije (Muttalib et al., 2016).

Najvažnije fizičke analize otpada su:

- identifikovanje frakcija otpada,
- raspodjela veličine čestica,
- sadržaj vlage,
- gustina.

Frakcije otpada

Uzorci otpada iz kamiona trebalo bi da iznose oko 500 kg i da obuhvataju različite zone ili sektore kao što su: gradska zona (individualno stanovanje), gradska zona (kolektivno stanovanje i komercijalna zona; odnosno zona sa blokovima stambenih zgrada) i seoske zone (naselje sa kućama koje imaju bašte ili vrtove i nalaze se u prigradskim ili seoskim zonama) (Vujić i dr., 2012).

Nakon uzimanja uzorka slučajnim odabirom vozila koja dovoze otpad, sav uzorkovani otpad se sakuplja na mjestu gdje će se vršiti sortiranje prema frakcijama otpada. Sortiranje odnosno razdvajanje otpada na frakcije vrši se ručno. Dobijene frakcije otpada se vagaju i izračunava se postotak u odnosu na ukupnu količinu otpada koja je izdvojena.

Maseni udio pojedinih frakcija otpada u komunalnom otpadu predstavlja sadržaj pojedinih vrsta otpadaka u odnosu na ukupnu masu otpada i određuje se sljedećom jednačinom:

$$m_{\%} = \frac{m_i}{M_u} \cdot 100 \quad (2.1)$$

gdje je:

$m_{\%}$ – maseni udio frakcije u komunalnom otpadu,

m_i – masa izdvojene frakcije otpada,

M_u – ukupna masa otpada (uzorka).

Tabela 2.10. Opis frakcija otpada (Euro-inspekt, 2016)

| Vrsta otpada | Opis |
|-------------------|---|
| papir i karton | novine, karton, kancelarijski papir, kompjuterska štampa, dnevničici, posteri, knjige, sveske, dnevničici, računi, pisma |
| limenke | aluminijumske konzerve, limenke od napitaka |
| staklo | flaše, staklene tegle, ravno staklo, sijalice, ogledala, čaše, stakleni krš |
| tekstil | prirodna (pamuk, vuna, lan) i vještačka vlakna – odjeća, platna, krpe |
| opasni otpad | baterije, akumulatori, boje... |
| organski otpad | ostaci hrane (hljeb, voće, povrće, meso), baštenski otpad |
| elektronski otpad | električna i elektronska oprema, uključujući sklopove i sastavne dijelove koji nastaju u privredi, elektronski otpad iz domaćinstva |
| guma | gumeni predmeti, igračke, posude, čepovi... |
| građevinski otpad | građevinski otpad i otpad nastao prilikom rušenja objekata |
| drvo | dvreni otpad, namještaj... |
| metal | staro gvožđe |
| folija | sve vrste folija i omota |
| PET | flaše, posude... |
| plastika | plastične kutije, flaše, kante, saksije, igračke (HDPE, PVC, PP, PS, itd.) |
| animalni otpad | klaonički otpad, uginule životinje, životinjski organi... |
| ostalo | ostale vrste otpada koje nisu svrstane u prethodne frakcije |

Primjer frakcija otpada, odnosno metodologije sortiranja i razdvajanja otpada na frakcije, prikazan je u tabeli 2.10.

Određivanje sadržaja vlage

Vlažnost otpada predstavlja bitno svojstvo koje se uzma u obzir prilikom dimenzionisanja transportnih sredstava, korozione zaštite, izbora metoda odlaganja, posmatranja biohemijskih procesa tretmana otpada itd.

Određivanje sadržaja vlage (metoda ASTM E 790) podrazumijeva sušenje isitnjene uzorka početne mase otpada u peći koja je već zagrijana na $107\pm3^{\circ}\text{C}$.

Procenat rezidualne vlage (R) u analiziranom uzorku računa se na sljedeći način:

$$R = \frac{S-B}{S} \cdot 100 \quad (2.2)$$

gdje je:

S – masa uzorka uzetog za analizu (g),

B – masa uzorka nakon zagrijavanja (g).

Procenat ukupne vlage u laboratorijskom uzorku računa se na sljedeći način:

$$M = \frac{R(100-A)}{100} + A \quad (2.3)$$

gdje je:

R – rezidualna vlaga (%),

A – gubitak pri vazdušnom sušenju, određen tokom pripreme uzorka za analizu (%).

2.7.2.2. Hemijska analiza otpada

Hemijski sastav otpada je važna osobina otpada koja igra važnu ulogu u sagledavanju mogućnosti iskorišćavanja otpada, te mogućnosti primjene tretmana otpada kao što su spaljivanje, kompostiranje, reciklaža, itd. Najvažniji hemijski parametri koji se utvrđuju u otpadu jesu (Lagerkvist et al., 2011):

- pH i alkalitet – važan parametar prilikom ispitivanja degradacije otpada;
- organske materije – isparljive materije (VS), ukupni organski ugljenik (TOC), HPK, isparljive masne kiseline (VFA);
- neorganske materije – nutrijenti, soli, teški metali;

- toplotna moć.

Određivanje isparljive materije

Sadržaj isparljivih i neisparljivih materija u otpadu jeste veoma važan podatak o ponašanju otpada prilikom spaljivanja. Pri spaljivanju otpada, prvo isparava gruba i higroskopska vлага, a zatim isparljive materije.

Određivanje isparljive materije (metoda ASTM E 897) vrši se spaljivanjem prethodno pripremljenog uzorka otpada (izmiješanog, osušenog, samljevenog i prosijanog) na temperaturi od $950\pm20^{\circ}\text{C}$.

Procenat isparljive materije (Vad) izračunava se na sljedeći način:

$$\text{Vad} = \frac{A-B}{A} \cdot 100 - \text{Mad} \quad (2.4)$$

gdje je:

A – masa uzetog uzorka (g),

B – masa uzorka nakon zagrijavanja (g),

Mad – vлага (%).

Određivanje sadržaja pepela

Pepeo potiče od mineralnih sastojaka koji se nalaze u otpadu. Pošto mineralne materije ne sagorijevaju, snižavaju maseni udio gorivih komponenti, a samim time i toplotnu moć.

Sadržaj pepela u otpadu se određuje metodom ASTM E 830. Uzorak se temeljno miješa, suši i prosijava i važe. Nakon vaganja uzorak se stavlja u peć u posudici i postepeno zagrijava do temperature $575\pm25^{\circ}\text{C}$. Nakon spaljivanja do konstantne težine, spaljeni uzorak sa posudicom se hlađi i važe.

Procenat pepela u analiziranom uzorku izračunava se na sljedeći način:

$$\text{pepeo (\%)} = \frac{A-B}{C} \cdot 100 \quad (2.5)$$

gdje je:

A – težina kontejnera i ostataka pepela (g),

B – težina praznog kontejnera (g),

C – težina analiziranog uzorka, uključujući rezidualnu vlagu (g).

Određivanje ukupnog ugljenika i vodonika

Metoda određivanja ukupnog ugljenika i vodonika (metoda ASTM E 777) izvodi se na elementarnom analizatoru. Suština određivanja je u spaljivanju uzorka, kako bi se sav prisutni ugljenik pretvorio u ugljen-dioksid i sav prisutni vodonik u vodu. Izgaranje se provodi u struji kiseonika visoke čistoće.

Izračunavanje se vrši na sljedeći način:

$$\text{ugljenik (\%)} = \frac{A}{B} \cdot 27,289 \quad (2.6)$$

gdje je:

A – povećanje težine apsorbera CO_2 (g),

B – masa uzorka uzetog za analizu (g),

27,289 – procentualni udio ugljenika u CO_2 ,

$$\text{vodonik (\%)} = \frac{C}{B} \cdot 11,19 \quad (2.7)$$

gdje je:

C – povećanje težine apsorbera vode (g),

B – masa uzorka uzetog za analizu (g),

11,19 – procentualni udio vodonika u vodi.

Određivanje ukupnog sadržaja azota

Azotna jedinjenja, putem emisija u vodu, vazduh ili zemljište, mogu da stvore mnogobrojne probleme u životnoj sredini, kao što su eutrofikacija, acidifikacija, klimatske promjene, ili kao katalizator za formiranje troposferskog ozona (Fehringer et al., 2004). Procesima spaljivanja otpada stvaraju se azotni oksidi koji utiču na acidifikaciju, a mogu imati i negativne efekte na ljudsko zdravlje i biosferu.

Određivanje ukupnog sadržaja azota po Kjeldahl metodi (metoda ASTM E 778) izvodi se u dva koraka:

- Digestija – nakon temeljitog miješanja osušenog, samljevenog i prosijanog uzorka, uzorak za analizu se prebaci u Kjeldahl bocu, koja sadrži kalijum-sulfat i živu. Dodaje se sumporna kiselina tako da se speru mogući ostaci uzorka ili smjese sa zidova boce. Potom se stavi u aparat za digestiju i vrši digestija u trajanju 3–6 sati.

Kada se digestat ohladi, dodaje se kalijum-permanganat pa se, ukoliko je potrebno, digestat ponovo zagrije do obezbojenja.

- Destilacija – destiliše se dok se ne sakupi 100 ml destilata i titriše sa rastvorom NaOH ($c = 0,1\text{-}0,2 \text{ mol/L}$). Koriste se indikatori metil-crveno ili bromkrezol-zeleno.

Ukupni sadržaj azota, u %, računa se na sljedeći način:

$$\text{ukupni azot}(\%) = \frac{(A-B)*0,014}{m} * 100 \quad (2.8)$$

gdje je:

A – rastvor NaOH utrošen za titraciju uzorka (mL),

B – rastvor NaOH utrošen za titraciju slijepе probe (mL),

m – masa uzorka uzetog za analizu (g),

0,014 – milimoli azota

Analiza sadržaja metala

Sadržaj teških metala veoma je važan podatak koji je neophodan prilikom modelovanja tokova otpada, razmatranja opcija tretmana i iskorišćavanja otpada za dobijanje novih proizvoda ili energije.

Određivanje metala u uzorcima otpada vrši se spektrofotometrijski (metoda ASTM E 885). Prvo je potrebno pripremiti uzorak – osušiti, samljeti i prosijati i prebaciti u reakcionu bocu. Ovlažiti sa malo vode i dodati, uz miješanje, hlorovodonicišnu i azotnu kiselinu. Konektovati kondenzator na reakcionu posudu i pustiti da odstoji 16 sati na sobnoj temperaturi.

Lagano podići temperaturu reakcione smješte sve dok se ne postignu refluks uslovi i takvo stanje održavati dva sata, pa pustiti da se ohladi. Pažljivo dekantovati kroz filter-papir, sakupljajući filtrat u 100 ml volumetrijsku bocu. Pustiti sav početni filtrat da prođe kroz filter-papir, pa potom sa minimalnom količinom azotne kiseline nerastvorene ostatke isprati na filter-papir. Spojiti dobijeni filtrat s prethodnim.

Pripremiti seriju standardnih rastvora za pojedine elemente i vršiti mjerjenje na atomskom apsorpcionom spektrometru.

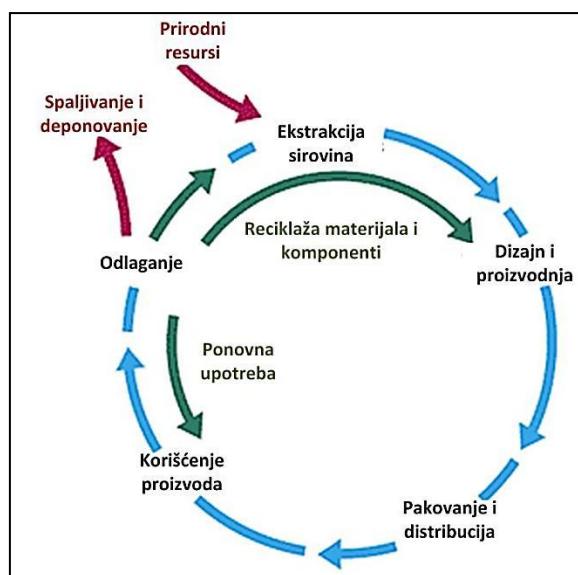
Određivanje toplotne moći

Poznavanje toplotne moći otpada jeste važan podatak za procjenu iskorišćenja otpada za dobijanje energije. Količina toplote koja se oslobodi pri potpunom sagorijevanju otpada (1 kg) predstavlja toplotnu moć.

Određivanje toplotne moći otpada (metoda ASTM D 240) zahtijeva da se prethodno otpad osuši, samelje, a zatim prosije. Pripremljen uzorak otpada se potom spaljuje u kalorimetarskoj bombi pod pritiskom u adijabatskim uslovima i sa viškom kiseonika.

2.8. Ocjena životnog ciklusa (LCA)

Ocjena životnog ciklusa (eng. *Life Cycle Assessment – LCA*) jeste analitički alat koji se koristi prilikom donošenja odluke o izradi ili kvalitetu proizvoda identifikacijom njegovog uticaja na životnu sredinu, posmatrajući cijelokupan životni ciklus proizvoda. Pod životnim ciklусom proizvoda podrazumijeva se proces analize materijala, energije, emisija i otpada koje produkuje proizvod ili usluga, kroz cijelokupan životni ciklus, od nastanka, tj. počevši od resursa i eksploatacije materijala, pa do konačnog odlaganja (slika 2.10).



Slika 2.10. Faze životnog ciklusa proizvoda (Remmen et al., 2007)

Strategijom o prevenciji i reciklaži otpada iz 2005. godine predviđeno je da LCA postane veoma važan instrument kojim će se podržavati donošenje odluka u svim aspektima upravljanja otpadom (Commission of the European Communities, 2005).

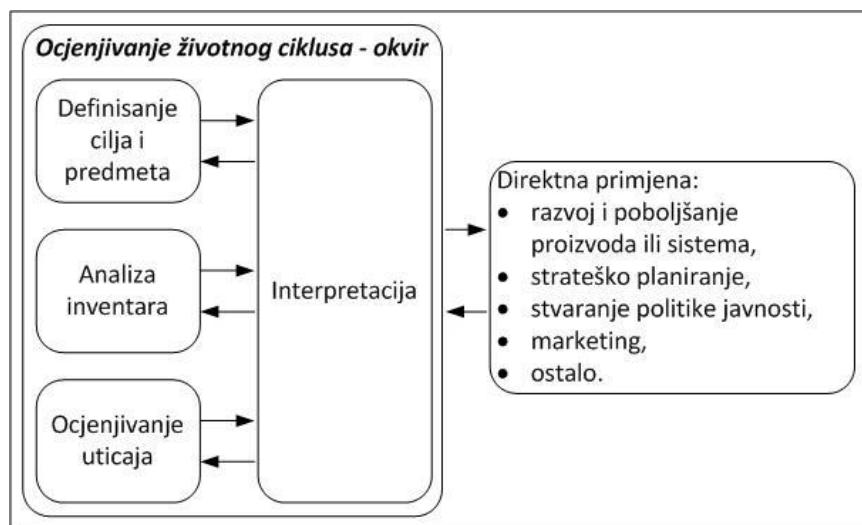
Konačno, korišćenje procjene životnog ciklusa u upravljanju otpadom potpomognuto je Direktivom o otpadu (Directive 2008/98/EC), uz navođenje da odstupanje od hijerarhije otpada, koja je inače vodeći princip u upravljanju u EU, može biti moguće kad je to opravdano procjenom životnog ciklusa.

U literaturi se u vezi sa LCA mogu pronaći i termini kao što su ekobalans i analiza “od kolijevke do groba” (eng. *Cradle to grave analysis*).

2.8.1. Metodologija LCA

Metodologija izrade LCA studije standardizovana je kroz ISO standard 14 040 (ISO, 2006), a potpomognuta je Međunarodnim LCA sistemom podataka (European Commission, 2010a), te Evropskom platformom za LCA (European Communities, 2011) i obuhvata četiri faze (slika 2.11):

- definisanje cilja i predmeta LCA,
- prikupljanje podataka i formiranje inventara LCI (eng. *Life Cycle Inventory*),
- ocjenjivanje uticaja životnog ciklusa LCIA (eng. *Life Cycle Impact Assessment*),
- interpretacija rezultata.



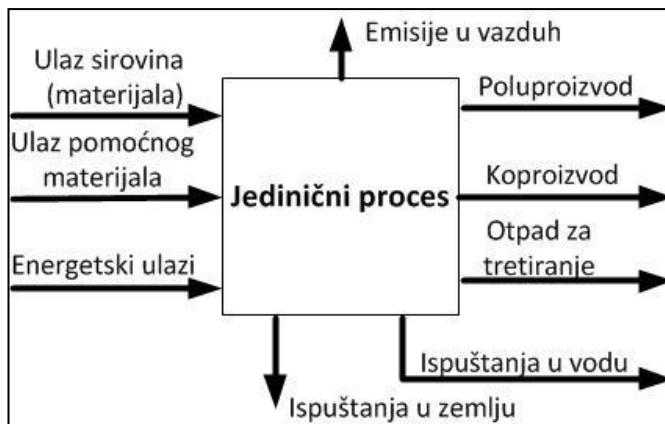
Slika 2.11. Faze izrade LCA studije (ISO, 2006)

LCA je iterativna tehnika, odnosno pojedinačne faze LCA koriste rezultate iz drugih faza. Iterativni pristup u okviru i između faza LCA studije doprinosi jasnosti i konzistentnosti rezultata.

2.8.1.1. Definisanje cilja i predmeta

Prva faza u izradi LCA studije jeste definisanje predmeta i cilja. Cilj studije je neophodno definisati da bi se navela svrha ili primjena studije, korisnici studije, kao i da li se dobijeni rezultati planiraju koristiti za poređenje u cilju predočavanja javnosti. Predmet LCA studije mora da bude jasno definisan, sa definisanjem širine, dubine i detalja o studiji. ISO 14 040 (ISO, 2006) definiše da predmet LCA studije treba da sadrži:

- sistem proizvoda koji se posmatra – skup jediničnih procesa sa elementarnim tokovima proizvoda (slika 2.12);
- funkcionalnu jedinicu – mjera za funkcionalne izlaze sistema proizvoda, često se izražava po količini proizvoda;
- granice sistema – određuju koje jedinične procese je potrebno uključiti u sistem; mogu biti vremenske, geografske ili tehničke,
- postupke alokacija – vrše raspoređivanje ili dodjeljivanje ulaznih odnosno izlaznih procesa ili sistema proizvoda unutar sistema proizvoda koji se posmatra iz jednog ili više drugih sistema proizvoda;
- izabrane kategorije uticaja i metodologiju ocjenjivanja uticaja i interpretaciju koja slijedi;
- zahtjeve za podacima – u opštim crtama utvrđuju karakteristike podataka neophodne za studiju; opisi kvaliteta podataka su važni da se razumije pouzdanost rezultata studije i da se tačno interpretira izlaz iz studije;
- pretpostavke;
- ograničenja;
- zahtjeve kvaliteta inicijalnih podataka;
- vrste kritičkog preispitivanja, ako ih ima – proces koji ima namjeru da osigura konzistentnost između ocjenjivanja životnog ciklusa i principa i zahtjeva međunarodnog standarda o ocjenjivanju životnog ciklusa;
- vrste i formate izvještaja koji se zahtijevaju studijom.



*Slika 2.12. Jedinični proces sa svim elementarnim tokovima i tokovima proizvoda
(Stevanović Čarapina i dr., 2011a)*

2.8.1.2. Analiza inventara životnog ciklusa (LCI)

Analiza inventara životnog ciklusa (eng. *Life Cycle Inventory*) ili druga faza LCA studije služi za prikupljanje podataka te postupke proračuna za kvantifikovanje ulaza i izlaza sistema proizvoda, a tok je definisan prema ISO 14044 (ISO, 2006a) (slika 2.13).

Podaci koji se sakupljaju u ovoj fazi mogu se klasifikovati u četiri grupe:

- podaci o ulazima sirovina, energije i drugim pomoćnim i fizičkim ulazima;
- podaci o proizvodima, poluproizvodima i otpadu;
- emisije u vodu, vazduh i zemljište;
- drugi aspekti životne sredine.

Prikupljanje podataka je intenzivan proces, a podaci se mogu pronaći iz sljedećih izvora:

- projekata, kako nacionalnih i međunarodnih, te baza podataka: EPS, GaBi, Umberto, SimaPro 5.0, GEMIS, itd.;
- literaturnih podataka – naučnih radova, smjernica itd.;
- podataka od proizvođača opreme, laboratorija;
- izmjereni ili izračunati podaci.

U ovoj fazi prikupljanja podataka, rastu saznanja o sistemu proizvoda, pojavljuju se dodatni zahtjevi o podacima i ograničenja u proceduri prikupljanja podataka. Pošto je LCI iterativan proces i proizlazi iz definisanja predmeta i cilja, može doći do revizije cilja ili predmeta LCA studije.



Slika 2.13. Tok LCI (ISO, 2006a)

Nakon prikupljanja podataka, potrebno je izvršiti obradu i klasifikaciju istih kao što je predstavljeno na slici 2.13, kroz:

- validaciju prikupljenih podataka,
- povezivanje podataka sa jediničnim procesima i
- povezivanje sa referentnim tokovima funkcionalne jedinice.

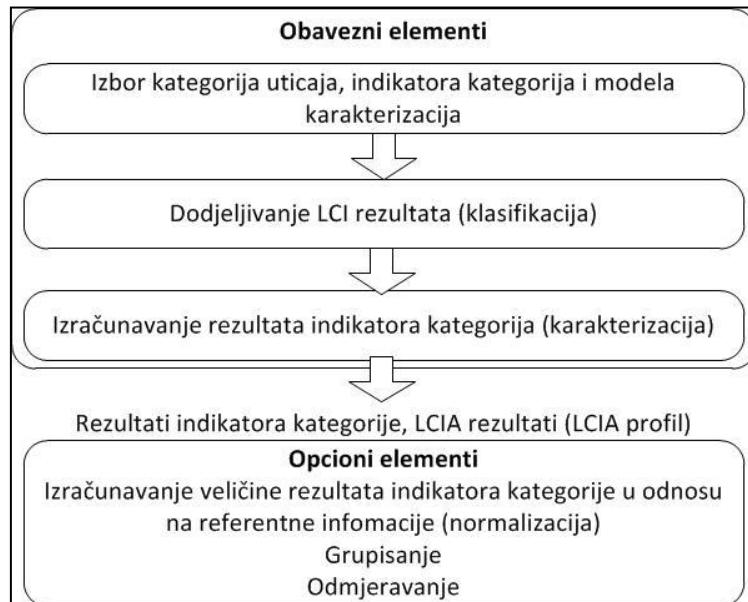
2.8.1.3. Ocjenjivanje uticaja životnog ciklusa (LCIA)

Treća faza, odnosno ocjenjivanje uticaja životnog ciklusa (eng. *Life Cycle Impact Assessment*) vrši procjenu uticaja na životnu sredinu kroz uspostavljanje relacija ulaza i izlaza na bazi prethodne LCI faze. Cilj LCIA jeste sveobuhvatni pregled uticaja proizvoda ili usluga na životnu sredinu.

ISO 14044 (ISO, 2006b) definisao je korake u izradi LCIA (slika 2.14), koji rezultate LCI faze konvertuju u rezultate indikatora:

- izbor kategorija uticaja, indikatora kategorija i modela karakterizacije,
- dodjeljivanje LCI rezultata – klasifikacija,
- izračunavanje rezultata indikatora kategorija – karakterizacija,

- izračunavanje veličine rezultata indikatora kategorije u odnosu na referntne informacije – normalizacija,
- grupisanje i/ili odmjeravanje podataka.



Slika 2.14. Osnovni elementi LCIA faze (ISO, 2006a)

Za svaku *kategoriju uticaja* postoji odgovarajući indikator i koristi se karakterističan model za dobijanje LCIA rezultata, a kategorije uticaja se mogu podijeliti u tri grupe (tabela 2.11):

- potrošnja resursa,
- uticaj na životnu sredinu i
- ljudsko zdravlje.

U tabeli 2.12. prikazane su kategorije uticaja, supstance koje utiču na kategoriju uticaja i indikatori. *Klasifikacijom* se organizuju i kombinuju dobijeni podaci iz LCI u specifične kategorije uticaja. Dobijeni podaci mogu da pripadaju i doprinose više kategorija uticaja. Npr. NOx utiče i na GW, AC, POF te toksičnost na ljudsko zdravlje, što se može vidjeti iz tabele 2.12. u nastavku. *Karakterizacijom* se obezbjeđuje objedinjavanje rezultata inventara u indikatore za svaku kategoriju uticaja. U ovom procesu se koriste faktori karakterizacije koji su nastali tokom naučnih analiza. Karakterizacija se koristi da bi se različite veličine LCI prevele u indikatore uticaja.

Karakterizacijom se različite supstance stavljuju u isto mjerilo, što omogućava određivanje LCIA. Na primjer, Međuvladin panel o klimatskim promjenama (eng.

Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC) definisao je model na osnovu kojeg se izračunava potencijal globalnog zagrijavanja preko ekvivalentnog CO₂. Gasovi CO₂, CH₄ i N₂O jesu gasovi koji doprinose globalnom zagrijavanju, ali s različitim faktorom karakterizacije 1 CO₂ = 25 CH₄ = 298 N₂O (Tian et al., 2011). Svaki gas sa efektom staklene bašte se preračunava u CO₂ ekvivalent uz pomoć faktora karakterizacije, a potom se ukupan indikator uticaja izračunava kao suma svih CO₂ ekvivalent pojedinačnih gasova.

Tabela 2.11. Opštepriznate LCIA (Misra, 1996; European Commission, 2010c)

| Potrošnja resursa | Uticaj na životnu sredinu | Uticaj na ljudsko zdravlje |
|-------------------|---|----------------------------|
| Energija | Globalno zagrijavanje Oštećenje stratosferskog ozona Acidifikacija | Toksikološki uticaj |
| Materijali | Eutrofikacija | Netoksikološki uticaj |
| Voda | Nastanak fotohemijskog ozona | Profesionalni uticaj |
| Zemljište | Ekotoksikološki uticaj Promjena staništa Smanjenje biološke raznovrsnosti | |

Indikatori uticaja se opisuju sljedećom jednačinom:

$$\Sigma \text{ količina supstanci} \cdot \text{karakterizacioni faktor} = \Sigma \text{ indikatora uticaja} \quad (2.9)$$

Tokom LCIA faze LCA studije neophodno je (ISO, 2006b):

- obezbijediti tačna i opisna imena za kategorije uticaja i indikatore kategorija;
- da izbor kategorija uticaja, indikatora kategorija i modela karakterizacije moraju biti opravdani i dosljedni cilju, predmetu i području primjene LCA;
- izbor kategorija uticaja odražava obuhvaćeni skup pitanja zaštite životne sredine koji se odnosi na sistem proizvoda koji se proučavaju, uzimajući u obzir cilj, predmet i područje primjene studije;
- opisati mehanizme zaštite životne sredine i karakterizacioni model koji povezuju rezultate LCI sa indikatorom kategorije i obezbeđuju osnovu za faktore karakterizacije;
- opisati podesnost modela karakterizacije korišćenog za izvođenje indikatora kategorije u kontekstu cilja, predmeta i područja primene studije;

- rezultati LCI, osim podataka masenog i energetskog toka, koji su uključeni u LCA (npr. korišćenje zemljišta), moraju se identifikovati i mora se utvrditi njihov odnos prema odgovarajućim indikatorima kategorija.

U literaturi postoji više LCIA metoda koje su prikazane u tabeli 2.13.

Normalizacija služi kako bi se indikatori uticaja mogli poređiti unutar kategorija uticaja, odnosno da se dobijeni indikatori uticaja podijele sa odabranom referentnom vrijednošću. Kao referentne vrijednosti koriste se ukupne vrijednosti određene kategorije u nekoj regiji (lokalna, regionalna, nacionalna) tokom određenog vremenskog perioda (npr. jedna godina) ili ukupna vrijednost pojedine kategorije u određenoj regiji po stanovniku (ISO, 2006b).

Tabela 2.12. Kategorija uticaja i indikatori (Ghinea and Gavrilescu, 2010; Standdorf et al., 2005)

| Kategorija uticaja | Opis kategorije uticaja, supstance koje utiču na kategoriju uticaja, indikator |
|----------------------------------|--|
| Globalno zagrijavanje, | <i>Opis kategorije uticaja:</i> Uticaj na povećanje globalne temperature <i>Supstance koje utiču na kategoriju uticaja:</i> CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CFCs, HCFCs, HFCs, haloni, CCl ₄ , CCl ₃ CH ₃ , CO |
| GW | <i>Indikator:</i> Ukupna vrijednost oslobođenih gasova sa efektom staklene bašte koji su izraženi preko GW potencijala |
| Nastanak fotohemskiog ozona, POF | <i>Opis kategorije uticaja:</i> Formiranje fotohemiskog ozona u troposferi pod uticajem sunca i NO _x <i>Supstance koje utiču na kategoriju uticaja:</i> NO _x , VOCs, CH ₄ , CO <i>Indikator:</i> Zbirna vrijednost gasova izražena preko POF potencijala |
| Acidifikacija, AC | <i>Opis kategorije uticaja:</i> Gubitak akvatičnog svijeta iz razloga smanjenja pH vode. Acidifikacija je lokalni i regionalni efekat, a uzrokovana je izdvajanjem protona u kopnenim ili vodenim ekosistemima. U nekim oblastima, kiselost dovodi do povećanja mobilnosti teških metala. U terestričnim ekosistemima efekti AC utiču na neefikasan rast i odumiranje drveća. U vodenim ekosistemima efekti AC se vide kao jezera bez divljih životinja. Zgrade, konstrukcije, skulpture i drugi objekti su takođe oštećeni. <i>Supstance koje utiču na kategoriju uticaja:</i> SO ₂ , SO ₃ , NO _x , HCl, HNO ₃ , |

| Kategorija uticaja | Opis kategorije uticaja, supstance koje utiču na kategoriju uticaja, indikator |
|---|--|
| | H ₂ SO ₄ , HF, H ₂ S, NH ₃ <i>Indikator:</i> Zbirna vrijednost emisija u vodu i vazduh izražena preko potencijala acidifikacije |
| Obogaćivanje nutrijentima, NE | <i>Opis kategorije uticaja:</i> Može se definisati kao obogaćivanje vodene sredine hranljivim solima koje dovode do povećanja proizvodnje planktona, algi i viših vodenih biljki, što vremenom dovodi do smanjenja kvaliteta vode. Nakon ugibanja algi, one padaju na dno, gdje dolazi do njihovog razlaganja uz pomoć bakterija, a samim tim i utroška kiseonika u donjim slojevima. U slučajevima kada ne dođe do obogaćivanja donjih slojeva vode kiseonikom, živi organizmi ugibaju ili se premještaju u druge dijelove. <i>Supstance koje utiču na kategoriju uticaja:</i> N i P jedinjenja <i>Indikator:</i> Zbirna vrijednost emisija u vodu izražena preko potencijala obogaćivanja nutrijentima |
| Oštećenje stratosferskog ozona, SOD | <i>Opis kategorije uticaja:</i> Razlaganje ozona u stratosferi pomoću antropogenih halogenovanih jedinjenja <i>Supstance koje utiču na kategoriju uticaja:</i> CFCs, HCFCs, CCl ₄ , CCl ₃ CH ₃ , haloni, metal-bromid <i>Indikator:</i> Zbirna vrijednost emisija u vazduh izražena preko SOD potencijala |
| Ekotoksičnost, ET | <i>Opis kategorije uticaja:</i> Ekotoksičnost se izražava kao kritična zapremina pojedinih medija potrebnih da apsorbuje određenu emisiju <i>Supstance koje utiču na kategoriju uticaja:</i> organske materije, POP, teški metali, pesticidi <i>Indikator:</i> Zbirna vrijednost emisija supstaci izražena preko potencijala ekotoksičnosti |
| Toksičnost za čovjeka, HT | <i>Opis kategorije uticaja:</i> Toksičnost za čovjeka preko životne sredine odražava ukupnu toksičnost za čovjeka u referentnom području izazvanu ljudskom aktivnosti, tj. potencijalni rizik povezan sa izlaganjem iz okruženja (preko vazduha, zemljišta i pitkom vodom), kao posljedica |

| Kategorija uticaja | Opis kategorije uticaja, supstance koje utiču na kategoriju uticaja, indikator |
|--------------------|--|
| | <p>emisija na životnu sredinu od industrijske proizvodnje, prometa, elektrana itd. U idealnom slučaju, emisije svih supstanci potencijalno utiču na ljudsko zdravlje i treba da se kvantifikuju i procijene.</p> <p><i>Supstance koje utiču na kategoriju uticaja:</i> VOCs, čestice PM, teški metali, POPs, NOx, SO₂</p> <p><i>Indikator:</i> Zbirna vrijednost emisija supstaci (u vodu, vazduh i zemljište), izražena preko potencijala toksičnosti za čovjeka</p> |

Tabela 2.13. Pregled LCIA metoda

| Kategorija | Reference |
|------------------|---|
| CML 2002 | Guinée et al., 2002. |
| Eco-Indicator 99 | Goedkoop and Spriensma, 2000. |
| EDIP (1997–2003) | Wenzel et al., 1997; Hauschild and Wenzel, 1998; Hauschild and Potting, 2005) |
| EPS2000 | Steen, 1999. |
| Impact 2002+ | Rosenbaum, 2006; Rosenbaum et al., 2007. |
| LIME | Itsubo and Inaba, 2003; Itsubo et al., 2004. |
| LUCAS | Toffoletto et al., 2007. |
| ReCiPe | Van Zelm et al., 2007; Wegener Sleeswijk et al., 2008. |
| TRACI | Bare, 2002; Norris, 2002. |
| MEEuP | Kemna et al., 2005. |
| EcoSense | IER, 2008. |

Normalizacione vrijednosti u određenoj regiji po glavi stanovnika koriste se da bi se pretvorile pojedinačne kategorije uticaja u ekvivalent po čovjeku (eng. *Person Equivalence* – PE). PE predstavlja prosječan godišnji uticaj, odnosno aktivnost jedne osobe (hrana, stanovanje, prevoz...) u datom području (Kirkeby et al., 2006). Na primjer, normalizacioni faktor za globalno zagrijavanje (GW) jeste 7 730 kg CO₂-eq po osobi godišnje.

Grupisanje je raspoređivanje kategorija uticaja u jedan ili više skupova, kao što je definisano u cilju, predmetu i području primjene, i može uključiti sortiranje i/ili

svrstavanje (rangiranje). Grupisanje je element po izboru sa dva različita moguća postupka:

- sortiranje kategorije uticaja na nominalnoj osnovi (npr. po karakteristikama kao što su ulazi i izlazi ili globalni regionalni i lokalni prostorni obimi); ili
- svrstavanje (rangiranje) kategorija uticaja po dатој hijerarhiji (npr. visok, srednji i mali prioritet).

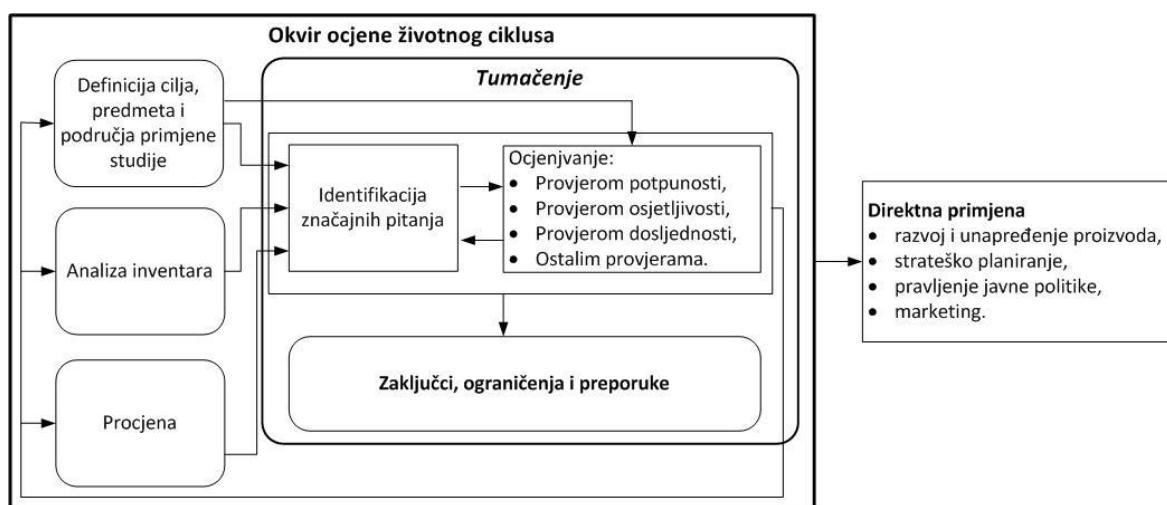
Rangiranje (svrstavanje) zasnovano je na izboru vrijednosti. Različiti pojedinci, organizacije i društva mogu imati različite prioritete. Prema tome, moguće je da će različite strane dobiti različite rezultate rangiranja (sortiranja), zasnovne na istim rezultatima indikatora ili rezultatima normalizovanih indikatora.

Odmjeravanje je proces konvertovanja (pretvaranja) rezultata indikatora različitih kategorija uticaja upotreboom numeričkih faktora zasnovanih na izboru vrijednosti.

2.8.1.4. Interpretacija životnog ciklusa

Četvrta faza LCA studije, odnosno interpretacija životnog ciklusa jeste postupak identifikovanja, provjere, kvalifikovanja i ocjenjivanja informacija dobijenih na osnovu LCI i LCIA kroz sljedeće korake (slika 2.15) (ISO, 2006b):

- identifikacija značajnih pitanja na osnovu rezultata LCI i LCIA faza LCA;
 - ocjenjivanje kojim se razmatraju provjere potpunosti, osjetljivosti i dosljednosti;
 - zaključci, ograničenja i preporuke.
-



Slika 2.15. Odnosi između elemenata LCA (ISO, 2006b)

U toku ocjenjivanja, moraju se razmotriti primjene sljedeće tri tehnike:

- Provjera potpunosti – da osigura da su sve bitne informacije i podaci potrebni za tumačenje dostupni i potpuni. Ako nedostaje bilo koja bitna informacija ili je nepotpuna, mora se razmotriti potreba za takvom informacijom da bi se zadovoljio cilj, predmet i područje primjene LCA.
- Provjera osjetljivosti – ocjena pouzdanosti konačnih rezultata i zaključaka određivanjem kako na njih utiče nesigurnost podataka, metode alokacija ili proračun rezultata indikatora kategorije itd. Provjera osjetljivosti mora uključiti rezultate analize osjetljivosti i analize nesigurnosti, ukoliko su izvedene u prethodnim fazama (LCI, LCIA).
- Provjera dosljednosti – da odredi da li su pretpostavke, metode i podaci dosljedni cilju, predmetu i području primjene studije.

Rezultati faze interpretacije životnog ciklusa treba da donesu zaključke, objašnjenja i preporuke koji moraju biti konzistentni sa predmetom i ciljem LCA studije, a u svrhu donošenja odluka.

2.8.2. Primjena LCA

Poznate svjetske kompanije koriste LCA kao pomoć prilikom donošenja odluka o karakteristikama proizvoda ili uslugama koje vrše, sa aspekta zaštite životne sredine u različitim fazama proizvoda (usluga) ili u cilju strateškog planiranja i utvrđivanja prioriteta, projektovanju ili izmjeni projekta, kao i u marketingu (tabela 2.14). Koristi od primjena LCA u kompanijama su dugoročne (Frankl and Rubik, 1999).

LCA se može primijeniti u različitim oblastima, kao što su:

- upravljanje vodama: voda za piće (Fantin et al., 2014; Pfister et al., 2009), otpadne vode (Pasqualino et al., 2009);
- poljoprivreda (Haas et al., 2001; Meisterling et al. 2009);
- industrija: automobilska industrija (Finkbeiner and Hoffmann, 2006), prehrambena (Roy et al., 2009), farmaceutska (Mata et al., 2012);
- saobraćaj (Spielmann et al., 2008; Chang and Kendall, 2011);
- građevinarstvo (Cabeza et al., 2014; Passer et al., 2012);
- turizam (Filimonau et al., 2013; Cerutti et al., 2016).

Primjena LCA studije na proizvode/usluge postala je korisno sredstvo u procesu donošenja odluka i interesovanja za korišćenje u sistemu upravljanja otpadom (McDougall et al., 2008).

Tabela 2.14. Pregled kompanija koje koriste LCA

| Kompanija | Proizvodi | Softver ili drugi alat | Reference |
|------------------------------------|------------------------|-------------------------|---|
| BASF (Njemačka) | Hemikalije | Eco-Efficiency Analysis | Kicherer et al., 2007; Shonnard et al., 2003. |
| Dimler Crysler (Njemačka) | Automobili | GaBi | Chanaron, 2007. |
| Electrolux (Švedska) | Kućanski aparati | Otisak ugljenika | Ny et al., 2006; Sherwin and Bhamra, 1999. |
| Fujitsu (Japan) | Elektronski uređaji | Otisak ugljenika | Ebisu and Fuse, 2005. |
| GlaxoSmithKline (Velika Britanija) | Farmaceutski proizvodi | LCA | Wernet et al., 2010. |
| Procter & Gamble (SAD) | Deterdženti | SimaPro, CML92 | Saouter and Hoof, 2002. |
| Barilla (Italija) | Hrana | LCA | Ruini et al., 2013. |
| Nestle | Hrana | EcodEX | Van Middelaar et al., 2016. |

2.8.3. Primjena LCA u upravljanju otpadom

Životni ciklus otpada posmatramo kroz pristup “od kolijevke pa do groba”, odnosno od momenta kada se neki predmet baci u kantu za smeće do trenutka kada se od njega ponovo dobija drugi korisni materijal (kompost, sekundarni materijal ili gorivo), energija ili se transformiše u emisije u vodu i vazduh ili se pak odloži na deponiju kao inertan materijal. Na slici 2.16. prikazan je opšti sistem životnog ciklusa proizvoda i nastajanje otpada. U dijelu koji je označen isprekidanim linijama obilježen je dio životnog ciklusa proizvoda u kojem je proizvod izgubio upotrebnu vrijednost i postao otpad sa mogućnostima tretmana i obrade (Stevanović Čarapina i dr., 2011b).

Kao što se sa slike 2.16. može vidjeti, sistem upravljanja komunalnim otpadom obuhvata jedinične procese počevši od nastanka otpada, sakupljanja i transporta otpada,

razdvajanja otpada, tretmana i deponovanja, te generisanja energije (Stevanović Čarapina i dr., 2011a).

Sve faze u životnom ciklusu upravljanja otpadom dovode do produkcije emisija u sve medijume životne sredine, potrošnje resursa, doprinose uticaju na klimatske promjene, smanjenju stratosferskog ozona, eutrofikaciji, acidifikaciji, toksikološkim efektima na zdravlje ljudi i ekosisteme, iscrpljivanju resursa, nastajanju buke i sl. (Stevanović Čarapina i dr., 2011a).

Studija LCA podrazumijeva otpad kao jednu vrstu proizvoda i može se koristiti sa ciljem upoređivanja raznih opcija upravljanja otpadom, i pomoću nje se mogu identifikovati najvažnije oblasti u sistemu u kojima je moguće provesti poboljšanje (McDougall et al., 2008).

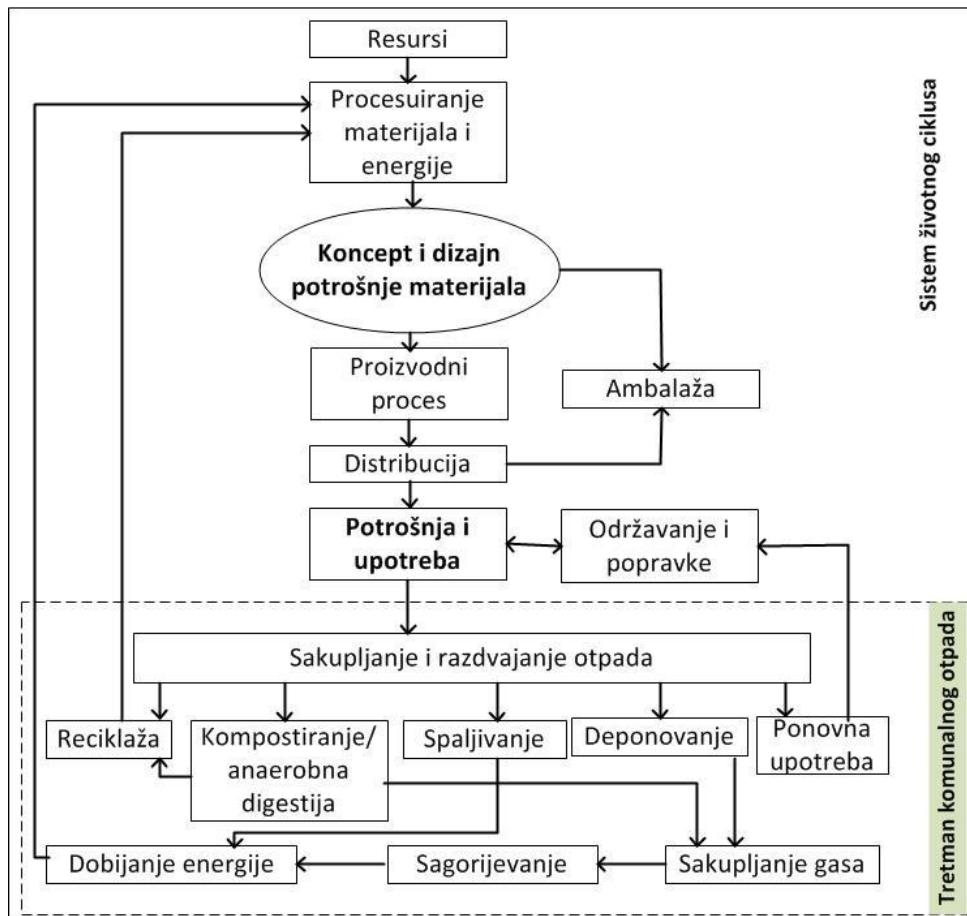
Definisanje tačke u kojoj otpad dobija vrijednost i prestaje da bude otpad od velikog je značaja u LCA studiji. Takođe, nameće se jasno definisanje otpada i tačke u kojoj otpad postaje sekundarna sirovina ili gorivo. LCA studijom obnovljivi materijali su obuhvaćeni prilikom napuštanja sistema upravljanja otpadom, odnosno kada prelaze u ruke zainteresovanog subjekta, gdje će biti podvrgnuti određenom tehnološkom procesu, zamjenjujući sirovine u proizvodnji novih proizvoda. U najvećem broju slučajeva, ovo dovodi do poboljšanja i unapređenja životne sredine, kroz uštedu energije i smanjenje sirovih materijala (Stevanović Čarapina i dr., 2011a).

U posljednje vrijeme je porastao interes za primjenu LCA studija na upravljanje otpadom. Kao što smo naveli, postoje brojne mogućnosti tretmana otpada, ali se postavlja pitanje izbora pravog načina upravljanja otpadom koji će biti optimalan i održiv za primjenu. Pored ekonomskih i tehničkih parametara koji će pokazati da li je bolje neki proizvod recikirati ili praviti od novih sirovina, potrebno je razmotriti emisije koje određene tehnologije produkuju, kao i potrošnju resursa koji su povezani sa ovim procesima. Studija LCA može da se koristi u svrhu upoređivanja uticaja na životnu sredinu, raznih alternativnih tretmana otpada i pomoću nje se identifikuju najvažnije oblasti u sistemu u kojima je moguće provesti poboljšanje (McDougall et al., 2008).

Primjenom studija LCA moguće je u procesu donošenja odluka o izboru tehnologija za integralno upravljanje otpadom izbjegći nemamjerno prebacivanje opterećenja između različitih komponenti životne sredine, različitih regiona, kao i između različitih faza životnog ciklusa nastajanja proizvoda ili pružanja usluga (Stevanović Čarapina i dr., 2011b).

Životni ciklus otpada počinje onda kada se proizvod baci, a završava se kada se otpad degradira ili putem reciklaže vrati u tehnološki sistem ili zamijeni druge proizvode.

LCA studija upravljanja otpadom obuhvata četiri faze prema ISO 14 040 (ISO, 2006a).



Slika 2.16. Opšti sistemi životnog ciklusa proizvoda i nastajanje otpada (Bjarnaddottir et al., 2002)

Definisanje cilja i predmeta LCA

Cilj LCA studije upravljanja otpadom je što preciznije predviđanje opterećenja za životnu sredinu integralnog sistema upravljanja otpadom. U ovoj fazi se navode svi elementi koji karakterišu funkciju sistema i njegovih specifičnosti (npr. sastav komunalnog otpada). Funkcionalna jedinica je najčešće vezana za količinu otpada iz domaćinstva, određenog subjekta sa određenog geografskog područja. U LCA studijama upravljanja otpadom koriste se četiri vrste funkcionalnih jedinica:

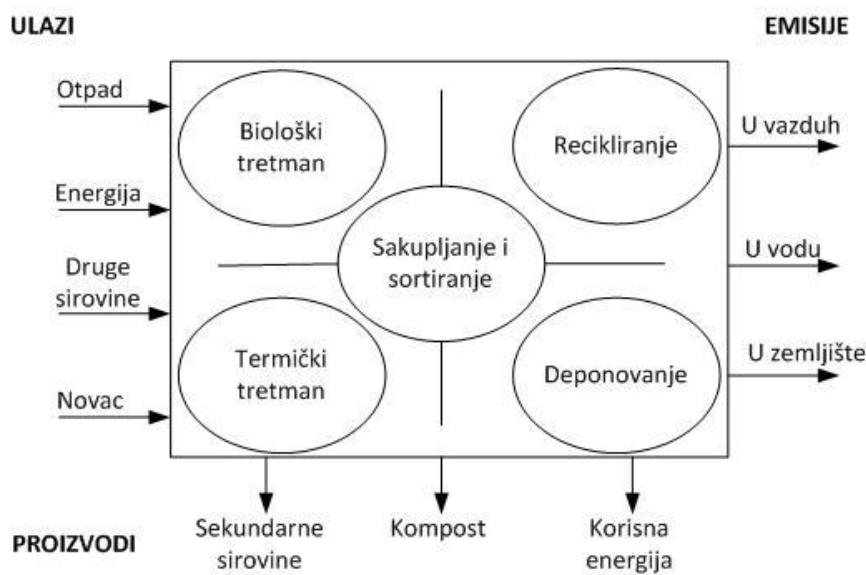
- unitarna funkcionalna jedinica ili jedinična mjera, npr. 1 t otpada;
- funkcionalna jedinica bazirana na količini stvorenog otpada, npr. količina stvorenog otpada u nekom regionu u specifičnom vremenskom periodu;

- funkcionalna jedinica zasnovana na ulazu, npr. tačno definisana količina otpada koja ulazi u postrojenje; i
- funkcionalna jedinica zasnovana na izlazu, npr. definisana kao količina otpada koji je nusproizvod.

Opšte granice sistema za integralni sistem upravljanja otpadom šematski su prikazane na slici 2.17, i određivanje granica je veoma složen proces koji je u vezi s ciljem LCA studije. Sa slike se može vidjeti da ulaz, pored otpada, čine energija i druge sirovine, a izlaz iz sistema, pored korisnih komponenti (energija, sekundarne sirovine i kompost), čine i emisije u vodu, vazduh i zemljište, kao i inertni deponijski materijal. Ekonomski ulazi u sistem upravljanja otpadom obuhvataju troškove sakupljanja otpada, sortiranja, razne opcije tertmana, transporta i konačnog odlaganja otpada na deponiju. Prihodi se ostvaruju prodajom reciklabilnih materijala, komposta i energije.

Granice sistema se definišu da bi se definisalo koji su procesi uključeni ili isključeni u procesu ocjene životnog ciklusa. Granice sistema moraju da osiguraju da relevantni procesi, a samim tim i njihov uticaj na životnu sredinu, budu uključeni u procjenu. Laurent et al., 2014b, u preglednom radu navode da se granice sistema posebno analiziraju kod:

- kapitalnih proizvoda (izgradnja i prestanak rada postrojenja i mašina);
- sakupljanje i transport se često u LCA studijama izuzimaju na osnovu pretpostavki neaktuelnosti ovih procesa na osnovu rezultata prethodnih studija i jednakosti prilikom poređenja scenarija;
- transport i tretman sekundarnih proizvoda (digestat, kompost) i finalnih ostataka (ostaci od tretmana gasa iz spalionice, ostatak od reciklaže, otpadne vode).



Slika 2.17. Granice sistema za ocjenjivanje životnog ciklusa otpada (Stevanović Čarapina i dr., 2011b)

Prikupljanje podataka i formiranje inventara LCI

Faza LCI je faza koja nadograđuje prethodnu fazu definisanja cilja i premeta i povezuje podatke o tokovima do i od procesa upravljanja otpadom, gdje podaci treba da postignu sveobuhvatan popis emisija i potrošnje resursa modelovanja sistema (European Commission, 2010b). Ova faza prikupljanja podataka zahtijeva dug vremenski period, kao i dostupne izvore informacija, pa može da traje i više godina.

Primjena LCA u upravljanju komunalnim otpadom donosi izazove, jer su rezultati tretmana otpada često vezani za lokalne uslove te stoga treba da bude tačno modelovan (Laurent et al., 2014b). Identifikovana su četiri glavna aspekta koja su od velikog značaja:

- heterogenost sastava otpada, koja je u velikoj zavisnosti od lokalnih uslova;
- različite količine materijalnih tokova, koje zavise od razdvajanja i primijenjene šeme sakupljanja otpada;
- potreba za praćenjem polutanata u tragovima, a koji zavise od konačne dispozicije tretiranog otpada;
- inventar dugoročnih emisija, koje proističu iz specifične primjene ili odlaganja tretiranog otpada (npr. deponovanje).

Izvori podataka u LCA studijama upravljanja otpadom su:

- primarni podaci – koji se odnosi na specifično područje primjene, npr. terenska istraživanja;

- baze podataka – koje se odnose na baze podataka ugrađene u LCA softvere (Ecoinvent, BULWAL, EASTECH, SimaPro, ETH-ESU 96, I-LCA (ANPA), GaBi, IDEMAT);
- podaci iz literature.

Ocenjivanje uticaja životnog ciklusa – LCIA

Kroz LCIA fazu dobijaju se indikatori za tumačenje podataka LCI koji su povezani sa kategorijama uticaja na životnu sredinu. U dosadašnjim LCA studijama upravljanja otpadom korišćene su i obrađene različite kategorije uticaja na životnu sredinu, ljudsko zdravlje i očuvanje resursa. CML, EDIP i Ecoindicator 95 ili 99 jesu najviše korišćene LCIA metode u upravljanju komunalnim otpadom (Laurent et al., 2014b).

Interpretacija rezultata

U posljednjoj fazi LCA studije, preporuke u upravljanju otpadom mogu ići u sljedećim pravcima:

- koji dio sistema upravljanja otpadom treba unaprijediti u cilju zaštite životne sredine, ljudskog zdravlja i očuvanja resursa;
- u slučaju da ima nekoliko mogućih rješenja unapređenja upravljanja otpadom, potrebno je utvrditi koliko svako od mogućih rješenja doprinosi zaštiti životne sredine, ljudskom zdravlju i očuvanju resursa.

Softveri koji su najviše korišćeni u LCA studijama upravljanja otpadom mogu se podijeliti u tri grupe (Laurent et al., 2014b):

- uniformni softveri kao SimaPro i GaBi;
- softveri koji se koriste samo za modelovanje upravljanja otpadom (EASETECH, ORWARE, WRATE, WAMPS);
- ostali (TEAM, TRACI, UMBERTO, GEMIS, LCAiT, JEMAI-LCA, EIME).

Model IWM, koji je dopunjeno 2001. godine, primjenjuje životni ciklus razmišljanja na postupanje sa komunalnim čvrstim otpadom, ali nijedan model nije uvrstio procjenu uticaja na životni ciklus (White et al., 1995; McDougall et al., 2008).

Švedski model ORWARE (istraživanje organskog otpada) posebno je usmjeren ka procjeni različitih strategija organskog otpada, kako iz domaćinstva tako i iz industrije (Björklund, 2000).

Agencija za zaštitu životne sredine SAD razvila je alat za podršku donošenju odluka pri upravljanju čvrstim otpadom (ISWM DST – Integrated Solid Waste Management Decision-Support-Tool). Glavni cilj je optimizacija sistema otpada u odnosu na jednu od ukupno dva funkcijska modela. ISWM DST ne obuhvata proračune procjene uticaja na životni ciklus, ali je zato više fokusiran na elemente optimizacije (Harrison et al., 2001; Weitz et al., 1999).

Tradicionalno LCA oruđe za industrijske proizvode, UMBERTO, razvilo je modul koji se specijalno fokusira na upravljanje čvrstim otpadom. Pokazalo se da taj element – modul ima veoma nisku stopu osjetljivosti na ulaznu vrstu otpada koji je odabran u modelu (Winkler, 2003).

Wisard oruđe razvio je Ecobilan (sada PricewaterhouseCoopers) za Agenciju za zaštitu životne sredine Velike Britanije i predstavlja jedan od najsloženijih modela, dajući korisniku mogućnost biranja višestrukog broja metoda tretiranja i tehnologija. Kritikovana je upotrebljivost modela, nedostatak transparentnosti i nedostatak smjernica potrebnih za tumačenje rezultata (Environment Agency, 2000).

EASEWASTE (eng. *EASEWASTE – Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies*) odnosno nova verzija EASETECH (eng. *Environmental Assessment System for Environmental Technologies*) model označava procjenu uticaja sistema i tehnologija za upravljanje čvrstim otpadom na životnu sredinu, te je LCA model (model za procjenu životnog ciklusa) za upravljanje otpadom. Model je razvijen na danskom Tehničkom univerzitetu (Clavreul et al., 2014). Ovaj softver omogućuje korisniku da modeluje protoke materijala i uticaje tehnologija tretiranja otpada do ispuštanja u životnu sredinu i omogućava:

- stvaranje okvira s kojim se proces može vrlo lako povezati i formirati scenarije, bez ograničenja veličine i kompleksnosti sistema;
- osiguravanje seta oruđa procesa koje korisnik može koristiti za modelovanje vrlo različitih tipova tehnologija i različitih opcija upravljanja otpadom.

U drugim LCA modelima stvara se mogućnost modelovanja podprocesnih nivoa, međutim, ono što čini EASETECH jedinstvenim jeste njegov fokus na dopuštanje simultanih modelovanja velike količine heterogenih materijala (napravljenih od različitih frakcija).

Ovaj softver se koncentriše na praćenje supstanci i procjenu protoka na nivou supstanci, što je vrlo važno kada se radi o procjeni *ekoloških* tehnologija. Istovremeno, učinjen je

specijalni napor u primjeni korisnosti. Model zahtijeva veliku količinu podataka za modelovanje sistema upravljanja otpadom, što implicira da je vrlo bitno da se može procijeniti masivnost rezultata. Model dozvoljava ovu procjenu kroz upotrebu parametara umjesto fiksnih ulaznih vrijednosti na mjestu unosa podataka. Stoga, robusnost rezultata može se ispitati provođenjem analize senzitiviteta i nesigurnosti u modelu putem varijacije parametra ili primjenom Monte Carlo simulacije (Clavreul et al., 2014).

EASEWASTE, odnosno nova verzija EASETECH, korišten je u mnogim studijskim istraživanjima i nekoliko istraživačkih projekata, kao podrška razvoju optimalnog modela upravljanja otpadom ili ocjena postojećeg sistema.

U opštini Arhus u Danskoj implementirana je 2001. godine nova strategija upravljanja otpadom koja je podrazumijevala izdvajanje organskog otpada iz domaćinstava na izvoru i njegovo upućivanje na aerobnu digestiju, a preostali otpad je upućen, nakon izdvajanja stakla i papira, na insineraciju. Rezultati procjene životnog ciklusa za sistem upravljanja otpadom u opštini Aarhus pokazuju da ne postoje bitne razlike između potencijalnih ekoloških uticaja, niti u potrošnji resursa, bilo da je organski otpad iz domaćinstva izdvojen na izvoru anaerobno razgrađen ili je spaljen u insineratoru. Rezultati procjene životnog ciklusa pomoću EASEWASTE modela pokazuju da odabiranje strategija tretmana otpada, koje su u korespondenciji sa hijerarhijom otpada, ne vodi neminovno ka poboljšanjima u životnoj sredini. Studija slučaja pokazuje da hijerarhija otpada, koja bi predložila aerobnu digestiju prije nego insineraciju, ne bi bila validna u smislu perspektive životnog ciklusa. Hijerarhija otpada je vjerovatno više zasnovana na "zelenoj vjeri" i uvjerenjima, dok su rezultati EASEWASTE u ovom slučaju zasnovani na tehničkim i ekološkim pristupima. Opština je u proljeće 2004. godine odlučila da zatvori postrojenje za optičko sortiranje i da preusmjeri sav organski otpad iz domaćinstva na insineraciju, jer troškovi sistema nisu kompenzovali dobit (Kirkeby et al., 2006).

Rezultati studije i LCA procjene stare deponije Amasuo u Finskoj, pomoću EASEWASTE, pokazuju da upravljanje deponijskim gasom (spaljivanje i dobijanje toplote za grijanje grada) značajno smanjuje uticaj na globalno zagrijavanje (oko četiri puta). I ostali negativni uticaji na životnu sredinu su smanjeni, ali u manjem obimu (Niskanen et al., 2009).

U Studiji o upravljanju otpadom za region Alytus u Litvaniji, primijenjeno je LCA modelovanje upravljanja otpadom, gdje su se, pored trenutnog sistema upravljanja otpadom, koji se zasnivao na deponovanju otpada uz iskorištenje deponijskog gasa, poredile i mogućnosti reciklaže i aerobne digestije i reciklaže uz spaljivanje preostalog

otpada. Rezultati pokazuju da koncept sa deponovanjem otpada ima najveći negativni uticaj na životnu sredinu. Takođe, dokazano je da je reciklaža, uz spaljivanje preostalog otpada, iskorištavanje toplotne i električne energije, bolja opcija od reciklaže i anaerobne digestije (Miliūte and Staniškis, 2010).

EASEWASTE model je korišten da odredi performanse insineratora u opštini Aarhus u Danskoj, prije i poslije njegovog unapređenja, nakon poboljšanja, u smislu čišćenja dimnih gasova i povrata energije. Model je pokazao svoju korisnost u identifikovanju različitih procesa i materijala koji su doprinijeli opterećenju životne sredine, kao i njenoj zaštiti (Riber et al., 2008).

Starostina et al. (2014) su koristili EASETECH model prilikom procjene uticaja upravljanja otpadom u regionu Irkutsk u Sibiru. Rezultati procjene pokazuju da bi izgradnja savremene deponije sa upravljanjem deponijskim gasom i procjednim vodama značajno poboljšalo sistem upravljanja otpadom u regionu. Sakupljanje i iskorištavanje gasa za proizvodnju elektricne energije u periodu od 30 godina značajno smanjilo uticaj globalnog zagrijavanja, a produženje tog roka do 45 godina ostvarilo bi dodatno smanjenje uticaja globalnog zagrijavanja od 6%.

LCA se često koristi u kombinaciji s drugim analitičkim alatima prilikom modelovanja i donošenja odluka u upravljanju otpadom; npr. LCA i MFA se koristila u modelovanju komunalnog otpada (Turner et al., 2016), te elektronskog i elektroničkog otpada (Hischier et al., 2005; Kiddee et al., 2013); Karmperis et al. (2013) koristili su tri analitička alata – LCA, CBA i MCDM (*Multi-Criteria Decision Making*) kao pomoć i podršku donosiocima odluka u upravljanju komunalnim otpadom.

Jensen et al. (2016) su koristili LCA procjenu prilikom ocjene upravljanja organskim otpadom iz domaćinstava u dva regiona u graničnom pojasu između Danske i Njemačke. Procjena je rađena korištenjem EASETECH modela. U danskom regionu organski otpad se spaljuje uz dobijanje električne i toplotne energije, dok se u njemačkom regionu za tretman organskog otpada koristi više tehnologija (kompostiranje i proizvodnja biogasa, mehaničko-biološki tretman i spaljivanje). Rezultati LCA pokazuju da je danski region bolji u 10 od 14 kategorija analiziranih kategorija uticaja.

Bjelić et al. (2015) koristili su LCA (u okviru izrade ove disertacije), odnosno EASETECH model, za komparaciju različitih tehnologija odlaganja otpada na banjalučkoj deponiji sa aspekta uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi. Modelovana su tri scenarija: nesanitarna deponija, sanitarno odlaganje sa spaljivanjem gase na baklji i sanitarna deponija sa iskorišćavanjem gase za dobijanje energije. Rezultati ovog istraživanja

ukazuju na činjenicu da nesanitarno odlaganje otpada koje karakteriše direktno ispuštanje deponijskog gasa u atmosferu ima najveći negativan uticaj na životnu sredinu i zdravlje ljudi, dok se sanitarnim načinom odlaganja, a naročito sa iskorišćavanjem gasa za dobijanje energije, minimizuje negativan uticaj na životnu sredinu i zdravlje ljudi.

Bjelić et al. (2017), u istraživanjima u okviru izrade ove disertacije, na primjeru banjalučke regije analizirali su uticaj različitih scenarija upravljanja otpadom na životnu sredinu i zdravlje ljudi primjenom LCA pri čemu su koristili EASETECH model. Modelovana su četiri scenarija upravljanja otpadom:

- scenario A sastoji se od dva podscenarija:
 - 1) A1 – trenutno upravljanje otpadom u banjalučkoj regiji (odlaganje otpada na neuređenoj deponiji),
 - 2) A2 – unapređenje u postojećem sistemu upravljanja deponijskim gasom kroz poboljšanje stepena sakupljanja i iskorišćavanja ovog gasa za dobijanje energije;
- scenario B – odvojeno sakupljanje 35% ambalažnog otpada u odnosu na ukupnu količinu ambalažnog otpada u komunalnom otpadu, njegova reciklaža i odlaganje ostatka otpada na deponiju sa iskorišćavanjem gasa za dobijanje energije;
- scenario C – odvojeno sakupljanje 35% ambalažnog otpada u odnosu na ukupnu količinu ambalažnog otpada u komunalnom otpadu, njegova reciklaža i spaljivanje ostatka otpada u spalionici;
- scenario D – odvojeno sakupljanje 25% ambalažnog otpada u odnosu na ukupnu količinu ambalažnog otpada u komunalnom otpadu, njegova reciklaža, odvojeno sakupljanje 35% organskog otpada u odnosu na ukupnu količinu organskog otpada u komunalnom otpadu, obrada anaerobnom digestijom u kompost i odlaganje ostatka otpada na deponiju sa iskorišćavanjem gasa za dobijanje energije.

3. EKSPERIMENTALNI DIO

Sakupljeni komunalni otpad u banjalučkoj regiji odlaže se na deponiji. Na ulaznom dijelu deponije sva vozila se važu na kolskoj vagi. Nakon vaganja, vozilo se upućuje na mjesto istovara. Prazno vozilo se ponovo vaga i na osnovu razlike mase vozila sa otpadom i praznog vozila dobije se masa komunalnog otpada koji se odloži na deponiji.

Dobijeni podaci o količinama otpada se pohranjuju u bazi podataka i služe za dalju analizu, kao što su dnevne količine odloženog otpada, sedmične, mjesecne, godišnje količine otpada, količine otpada po opština itd.

3.1. Uzorkovanje i analiza komunalnog otpada na banjalučkoj deponiji

Uzorkovanje komunalnog otpada na banjalučkoj deponiji odvijalo se u septembru 2016. godine. Iz oko 10–20 vozila za prevoz otpada, zavisno od dinamike dovoženja otpada, uzorkovano je između 20 i 30 kg otpada bez krupnih otpadaka, za svaki dan uzorkovanja.

Uzorkovani otpad iz kamiona se istresa na ravnu površinu koja je prethodno prekrivena najlonom. Time se sprečava kontakt otpada sa drugim materijalima te onečišćenje zemljišta. Razdvajanje otpada se vrši u natkrivenom prostoru, da bi se što vše minimizrao uticaj spoljnih faktora, kao što je kiša, te raznošenje lakših frakcija otpada putem vjetra, što bi imalo za posljedcu grešku u dobijenim rezultatima.

Svaki uzorak otpada je slučajan, odnosno obuhvatao je sve opštine koje odlažu otpad na banjalučkoj deponiji, te gradske, prigradske i seoske zone stanovanja.

Nakon uzorkovanja komunalnog otpada, pristupilo se morfološkoj, elementarnoj i tehničkoj analizi otpada.

3.1.1. Morfološka analiza komunalnog otpada

Nakon uzimanja uzoraka, vršeno je ručno sortiranje komunalnog otpada prema frakcijama otpada u prethodno označene posude za svaku frakciju otpada. Miješani komunalni otpad se razdvajao u 16 frakcija i analiziran je sastav otpada (%) u skladu sa međunarodnim standardom ASTM D5231-92:

- papir i karton (novine, karton, kancelarijski papir...);

- metal (staro gvožđe);
- limenke;
- plastika (HDPE, PVC, PP, PS, ostala plastika);
- guma;
- folija;
- PET;
- organski otpad (ostaci hrane, baštenski otpad);
- drvo;
- tekstil;
- staklo (prozirno, obojeno);
- građevinski otpad (građevinski otpad i otpad nastao prilikom rušenja objekata);
- animalni otpad (klaonički otpad);
- elektronski otpad;
- opasni otpad (baterije, boje...);
- ostalo (ostale vrste otpada koje nisu svrstane u prethodne frakcije).

Nakon razdvajanja komunalnog otpada na frakcije otpada, iz svake pojedinačne frakcije otpada vršena je dalja elementarna i tehnička analiza.

3.1.2. Elementarna i tehnička analiza komunalnog otpada sa banjalučke deponije

Uzorkovani otpad je razastrt i dijeljen četvrtanjem (po dijagonalni) sve dok se konačna masa uzorka nije svela na 10 kg. Uzorci otpada koji su korišćeni za hemijsku odnosno elementarnu i tehničku analizu pripremljeni su prema metodu ASTM E 829. Nakon uklanjanja neorganskih komponenti, svaku od preostalih komponenti otpada potrebno je usitniti, osušiti, samljeti i prosijati kroz sita 0,5 mm veličine otvora. U cilju dobijanja reprezentativnog radnog uzorka, pojedine komponente se vagaju i u skladu sa određenim morfološkim sastavom, pomiješaju u jedan uzorak, tzv. kompozitni uzorak.

Od hemijskih karakteristika otpada analizirani su:

- isparna materija (u kompozitnom uzorku) (metoda ASTM E 897);
- sadržaj pepela (za svaku pojedinačnu frakciju otpada) (metoda ASTM E 830);
- ukupni ugljenik (za svaku pojedinačnu frakciju otpada i za kompozitni uzorak) (metoda ASTM E 777);
- ukupni vodonik (za svaku pojedinačnu frakciju otpada) (metoda ASTM E 777);

- ukupni azot (za svaku pojedinačnu frakciju otpada i za kompozitni uzorak) (metoda ASTM E 778);
- sadržaj metala Cr, Cd, Hg, Pb (u kompozitnom uzorku) (metoda ASTM E 885);
- određivanje toplotne moći (za svaku pojedinačnu frakciju otpada) (metoda ASTM D 240).

3.2. Modelovanje upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji

Primjena LCA u upravljanju otpadom, gdje se otpad posmatra kao proizvod, koristi se u svrhu izbora najbolje i najpovoljnije opcije upravljanja otpadom sa aspekta uticaja na životnu sredinu, te identifikacije oblasti upravljanja otpadom u kojima se može provesti poboljšanje aspekta životne sredine. Metodologija LCA definisana je sa četiri koraka (ISO, 2006a):

- definisanje cilja i predmeta,
- prikupljanje podataka i formiranje inventara (LCI),
- ocjenjivanje uticaja životnog ciklusa (LCIA) i
- interpretacija životnog ciklusa.

3.1.2. Definisanje cilja i predmeta

Cilj ove LCA studije je da što tačnije predviđi uticaj na životnu sredinu različitih tehnologija tretmana otpada na primjeru banjalučke regije. Pošto je cilj integralnog upravljanja otpadom održiv i ekološki prihvatljiv način, razvijeno je sedam (7) scenarija upravljanja otpadom:

- scenario 1 (S1) – *Status Quo* – odlaganje svega sakupljenog komunalnog otpada na neuređenu deponiju;
- scenario 2 (S2) – odlaganje svega sakupljenog komunalnog otpada na sanitarnu deponiju sa bakljom;
- scenario 3 (S3) – odlaganje svega sakupljenog komunalnog otpada na sanitarnu deponiju sa iskorišćavanjem deponijskog gasa za dobijanje energije;
- scenario 4 (S4) – spaljivanje svega sakupljenog komunalnog otpada u spalionici s pokretnim rešetkama;

- scenario 5 (S5) – odvojeno sakupljanje ambalažnog otpada i njegova reciklaža i odlaganje ostalog otpada na sanitarnu deponiju;
- scenario 6 (S6) – odvojeno sakupljanje ambalažnog otpada i njegova reciklaža i spaljivanje ostalog otpada u spalionici s pokretnom rešetkom;
- scenario 7 (S7) – odvojeno sakupljanje ambalažnog i organskog otpada i njegova reciklaža, odnosno obrada u kompost, te odlaganje ostalog otpada na sanitarnu deponiju.

Prostorna granica modelovanog sistema upravljanja otpadom obuhvata sistem upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji.

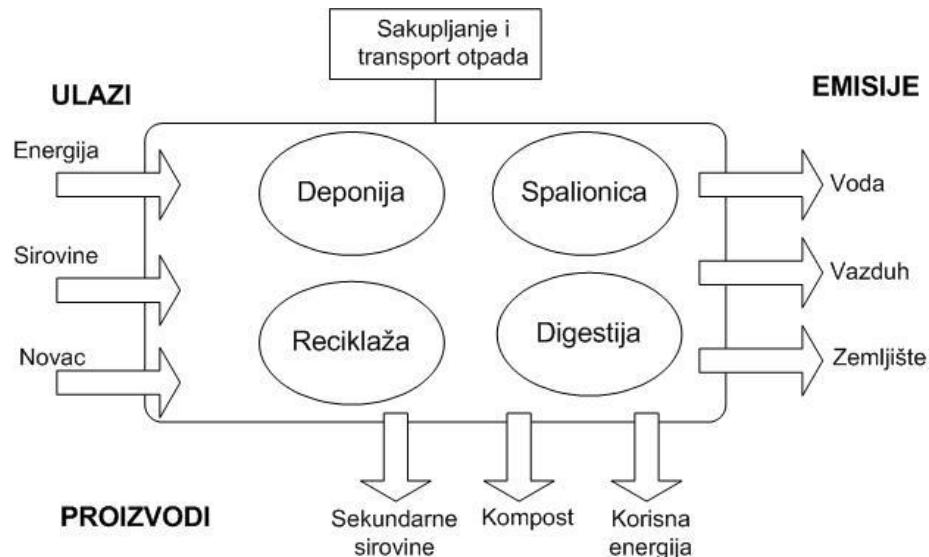
Za *vremensku granicu* je uzet vremenski period od jedne godine. Za deponiju komunalnog otpada je uzet u razmatranje vremenski period od 100 godina, zbog specifičnosti ovog građevinskog objekta koji može da produkuje emisije u životnu sredinu stotinama odnosno hiljadama godina.

Funkcionalna jedinica je ukupna količina komunalnog otpada u banjalučkoj regiji koja se generiše u toku jedne kalendarske godine (103 600 t). Sastav otpada koji je korišćen u modelovanju je sastav otpada sa banjalučke deponije iz 2016.godine (Euro-inspekt, 2016).

Jedinični procesi u ovoj LCA studiji su: deponovanje, termički tretman, biološki tretman, razdvajanje i reciklaža ambalažnog otpada (obrađeni u teoretskom dijelu u poglavljju 2).

Granice LCA za modelovane scenarije upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji su prikazane na slici 3.1.

Prilikom modelovanja i provođenja LCA, u razmatranje nije uzeto sakupljanje i transport komunalnog otpada jer su za sve analizirane scenarije iste vrijednosti. U obzir je uzet transport odvojenih frakcija ambalažnog otpada do postrojenja za reciklažu, kao i transport čvrstih ostataka (šljaka) iz spalionice otpada do deponije pepela i šljake.



Slika 3.1. Granice sistema za sve modelovane scenarije upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji

3.2.2. Prikupljanje podataka i formiranje inventara (LCI)

Ova faza LCA podrazumijeva prikupljanje podataka, kao i proračune u cilju kvantifikovanja ulaza i izlaza iz sistema upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji. Podaci koji su korišćeni mogu se svrstati u dvije grupe:

- podaci koji su karakteristični za banjalučku regiju – broj stanovnika, količina komunalnog otpada, sastav (fizički i hemijski), podaci o tehnološkom postupku deponovanja otpada na deponiji (potrošnja goriva, vode, električne energije, količina materijala za prekrivku itd.);
- podaci iz drugih nacionalnih i međunarodnih projekata, LCI baza i literurnih podataka za potrebe modelovanja tehnoloških procesa, kao što je spalionica sa pokretnim rešetkama, anaerobna digestija i reciklaža.

3.2.3. Ocjenjivanje uticaja životnog ciklusa (LCIA)

Kroz fazu ocjenjivanja uticaja na životnu sredinu dobijaju se indikatori za tumačenje podataka LCI koji su povezani s kategorijama uticaja na životnu sredinu. Kategorije uticaja se dijele u dvije grupe: standardne kategorije uticaja i kategorije uticaja na ljudsko zdravlje.

Od standardnih kategorija uticaja obrađene su: globalno zagrijavanje, nastanak fotohemiskog ozona, acidifikacija, obogaćivanje hranljivim materijama, oštećenje stratosferskog ozona, ekotoksičnost u zemljištu – hronična, i ekotoksičnost u vodi – hronična. Kategorije uticaja na ljudsko zdravlje su: toksičnost za čovjeka putem vode, toksičnost za čovjeka putem vazduha i toksičnost za čovjeka putem zemljišta. Kategorije uticaja su bazirane na IPCC metodu i EDIP97.

U tabeli 3.1. predstavljene su normalizacione vrijednosti za standardne kategorije uticaja i kategorije uticaja na ljudsko zdravlje.

3.2.4. Interpretacija životnog ciklusa

Faza LCA u kojoj se rezultati LCI ili LCIA kombinuju u skladu s definisanim ciljem i predmetom studije, kako bi se formirao zaključak i dale preporuke, npr. koji dio sistema upravljanja otpadom predstavlja opterećenje za životnu sredinu i koji dio tog sistema treba unaprijediti i koliko svako drugo rješenje doprinosi zaštiti životne sredine.

Tabela 3.1. Kategorije uticaja i normalizacione vrijednosti prema IPCC i EDIP97 (IPCC, 2007; Standdorf et al., 2005)

| Kategorija uticaja | Metoda | Jedinica | Normalizaciona vrijednost (PE) | | |
|---|--------------|---------------------------------------|--------------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Globalno zagrijavanje (GW) | IPCC 2007 | kg CO ₂ -eq. | 7 730 | | |
| Formiranje fotohemiskog ozona (POF) | EDIP97 | kg C ₂ H ₄ -eq. | 20 | 22 | 25 |
| Acidifikacija (AC) | EDIP97 | kg SO ₂ -eq. | 101 | 59 | 74 |
| Obogaćivanje hranljivim materijama (NE) | EDIP97 | kg NO ₃ -eq. | 298 | 95 | 119 |
| Oštećenje stratosferskog ozona (SOD) | EDIP97 | kg CFC-11-eq. | 0.2 | 0.103 | 0.103 |
| Ekotoksičnost u zemljištu (hronična) (ETsc) | EDIP97 | m ³ zemljišta | 30000 | 771000 | 964000 |
| Ekotoksičnost u vodi (hronična) (ETwc) | EDIP97 | m ³ vode | 470000 | 282000 | 352000 |
| Toksičnost za čovjeka putem vazduha (HTa) | EDIP97 | m ³ vazduha | 9.18·10 ⁹ | 4.27·10 ¹⁰ | 6.09·10 ¹⁰ |
| Toksičnost za čovjeka putem vode (HTw) | EDIP97 | m ³ vode | 59000 | 41800 | 52200 |
| Toksičnost za čovjeka putem zemljišta (HTs) | EDIP97 | m ³ zemljišta | 310 | 102 | 1.27 |

3.3. Razvoj scenarija upravljanja komunalnim otpadom

Scenariji upravljanja otpadom modelovani su u skladu sa zakonskom regulativom RS i EU i strateškim dokumentima upravljanja otpadom u RS. Zbog velikog broja ulaznih podataka danas je provođenje LCA u upravljanju otpadom bez upotrebe računarskih modela nezaobilazno. Prilikom modelovanja i provođenja LCA analize korišćen je računarki model EASETECH. Model je razvijen na danskom Tehničkom univerzitetu (Clavreul et al., 2014).

3.3.1. Scenario 1 (S1) – Status Quo

Ovaj scenario opisuje trenutni način upravljanja otpadom u 2016. godini i detaljnije je opisan u poglavlju koje opisuje upravljanje otpadom u banjalučkoj regiji. Ovaj scenario podrazumijeva odlaganje otpada iz banjalučke regije na neuređenu deponiju. Procjedne vode se sakupljaju i tretiraju u postrojenju sa reverznom osmozom. Deponijski gas se sistemima perforiranih cijevi evakuiše iz tijela deponije i ispušta direktno u atmosferu.

Pošto se sav komunalni otpad koji se sakupi u regiji odlaže na deponiji, trenutni način odlaganja otpada odnosno deponije karakterišu sljedeći podaci:

- deponijski gas se direktno ispušta u atmosferu;
- gustina odloženog otpada je $0,67 \text{ t/m}^3$;
- visina slojeva odloženog otpada je 20 m;
- stepen sakupljanja procjednih voda je 60%, odnosno 40% procjednih voda se neprečišćeno ispušta u površinske vode i zemljište.

Za rad deponije su potrebne još sljedeće sirovine:

- 1,1 l dizel-goriva po toni otpada, za rad mašina koje sabijaju, razastiru i prekrivaju otpad;
- 4 kWh električne energije/ m^3 procjedne vode za prečišćavanje iste;
- $6,5 \text{ kWh}$ električne energije za druge aktivnosti na deponiji;
- 0,4 tona zemlje, gline i plastičnih materijala po toni otpada za izgradnju dna deponije, te bočno zatvaranje deponije.

3.3.2. Scenario 2 (S2)

Ovaj scenario je obuhvatio unapređenje postojećeg sistema upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji kroz uspostavljanje sistema za sakupljanje deponijskog gasa i tretman gasa na baklji. Sistem za degasifikaciju i tretman gasa na banjalučkoj deponiji je uspostavljen krajem 2016. godine. Ovaj scenario je ispunio zahteve iz Uredbe o odlaganju otpada na deponije (“Službeni glasnik RS” br. 36/15), kao i iz Direktive o deponijama (Directive 1999/31/EC).

U odnosu na prethodni scenario, poboljšanja u scenariju 2 odnose se na sistem sakupljanja i tretmana deponijskog gasa i karakterišu ga sljedeće osobine:

- stepen sakupljanja gasa je 70% (prve dvije godine nema sakupljanja), a nakon toga se vrši sakupljanje i spaljivanje na baklji narednih 28 godina, a potom se, narednih 70 godina, deponijski gas direktno ispušta u atmosferu;
- gustina odloženog otpada je $0,67 \text{ t/m}^3$;
- visina slojeva odloženog otpada je 20 m;
- stepen sakupljanja procjednih voda je 60%.

Za rad deponije potrebne su još sljedeće sirovine:

- 1,2 l dizel-goriva po toni otpada, za rad mašina koje sabijaju, razastiru i prekrivaju otpad;
- 4 kWh električne energije/ m^3 procjedne vode za prečišćavanje iste;
- 8 kWh električne energije za druge aktivnosti na deponiji;
- 0,5 tona zemlje, gline i plastičnih materijala po toni otpada za izgradnju dna deponije, te bočno zatvaranje deponije.

3.3.3. Scenario 3 (S3)

Scenario 3 podrazumijeva unapređenje scenarija 2, i to kroz povećanje stepena sakupljanja i tretmana procjednih voda, te iskorišćavanja deponijskog gasa za dobijanje toplotne i električne energije.

Ovaj scenario karakterišu sljedeći parametri i karakteristike:

- stepen sakupljanja deponijskog gasa je 85%;
- prve dvije godine, dok se ne uspostavi degasifikacioni sistem, nema sakupljanja deponijskog gasa; narednih 28 godina se vrši sakupljanje gasa i dobijanje energije

- (50% toplotne i 30% električne energije); nakon isteka 30 godina starosti deponije, deponijski gas spaljuje se na baklji narednih 25 godina;
- visina slojeva odloženog otpada je 20 m;
 - gustina otpada je $0,82 \text{ t/m}^3$;
 - stepen sakupljanja procjednih voda je 80%.

Za rad deponije potrebne su još sljedeće sirovine (Manfredi et al., 2010):

- 1,3 l dizel-goriva po toni otpada, za rad mašina koje sabijaju, razastiru i prekrivaju otpad;
- 5 kWh električne energije/ m^3 procjedne vode za prečišćavanje iste;
- 8 kWh električne energije za druge aktivnosti na deponiji;
- 0,5 tona zemlje, gline i plastičnih materijala po toni otpada za izgradnju dna deponije, te bočno zatvaranje deponije.

3.3.4. Scenario 4 (S4)

U ovom scenariju je modelovano upravljanje komunalnim otpadom gdje bi se sav sakupljeni komunalni otpad spaljivao u spalionici. U ovom scenariju bi se otpad koristio za dobijanje toplotne i električne energije u skladu sa Direktivom o spaljivanju otpada (Directive 2000/76/EC). Ovaj scenario podrazumijeva spaljivanje komunalnog otpada u spalionici s pokretnom rešetkom.

Ovaj scenario karakterišu sljedeći parametri i karakteristike:

- iskorišćavanje otpada za dobijanje 73% toplotne energije i 22% električne energije;
- leteći pepeo i šljaka se odlažu na deponiju pepela i šljake.

Za funkcionisanje spalionice neophodni su sljedeći ulazi energije i sirovina:

- 65 kWh električne energije;
- 0,5 l lož-ulja po toni otpada za rad same spalionice;
- 5 kg NaOH i 4 kg CaCO₃ po toni otpada za neutralizaciju kiselih komponenti u otpadnim gasovima;
- 2 kg NH₃ po toni otpada za redukciju NOx;
- 0,2–4 kg aktivnog ugljenika po toni otpada za otklanjanje dioksina i Hg.

Prilikom modelovanja i provođenja LCA, u razmatranje nije uzeto sakupljanje i transport komunalnog otpada jer su za sve analizirane scenarije iste vrijednosti. U obzir je

uzet transport odvojenih frakcija ambalažnog otpada do postrojenja za reciklažu, kao i transport čvrstih ostataka (šljaka) iz spalionice otpada do deponije pepela i šljake.

Ulagani parametri za deponiju pepela i šljake jesu:

- dizel-gorivo za rad mašina 1 l/t;
- električna energija 10,8 MJ/t;
- zemljište i glina 0,49 t/t otpada.

Udaljenost deponije pepela i šljake od spalionice iznosi 85 km.

3.3.5. Scenario 5 (S5)

U ovom scenariju je previđeno da se otpad u domaćinstvima razdvaja u dvije frakcije:

- ambalažni otpad (papir, karton, metal, plastika i staklo) i
- ostatak komunalnog otpada.

Odbojeno sakupljeni ambalažni otpad (35% od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu) potom bi se upućivao u postrojenje za razdvajanje korisnih komponenti otpada (MRF) i razdvajao u pet frakcija: papir, plastika, metal, staklo i Al. Ovako razdvojene frakcije bi se potom transportovale na reciklažu i dobijanje novih sirovina odnosno proizvoda. Ostatak otpada iz domaćinstva se deponuje.

Ovaj scenario je razvijen u skladu sa Direktivom Evropskog parlamenta o ambalaži i ambalažnom otpadu (Directive 94/62/EC). Prema ovoj direktivi, do kraja 2008. godine članice EU moraju reciklirati najmanje 55% ambalažnog otpada od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu. Udio reciklaže za materijale sadržane u ambalažnom otpadu treba da iznosi: 60% staklo, 60% papir i karton, 50% metal, 22,5% plastika. Prema Uredbi o upravljanju ambalažom i ambalažnim otpadom („Službeni glasnik Republike Srpske“ br. 36/15) i Pravilniku o smanjenju ambalažnog otpada („Službeni glasnik Republike Srpske“ br. 46/12), u RS opšti ciljevi su da se u 2015. godini 25%, odnosno u 2016. godini 35% ambalaže i ambalažnog otpada iskoristi ili reciklira.

Ovaj scenario karakterišu sljedeći parametri i karakteristike:

- izdvajanje korisnih komponenti iz otpada na mjestu nastanka sa stepenom izdvajanja od 35% od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu;
- na MRF-u se izdvoji 70% stakla, 80% plastike i Al i 60% papira i metala;
- ostatak komunalnog otpada se odlaže na deponiji sa iskorišćanjem gasa za dobijanje energije.

Za rad MRF postrojenja neophodne su ulazne sirovine (Fernández-Nava et al., 2014; McDougall et al., 2008):

- električna energija 24 kWh/t;
- dizel-gorivo 0,87 l/t i
- voda 32 kg/t otpada.

Gubitak materijala u reciklažnom procesu za staklo i metal iznosi 11%, za plastiku 25%, a za papir i karton gubitak iznosi 9% (Bernstadu et al., 2011; Giugliano et al., 2011).

Karakteristike deponije sa ulaznim sirovinama na koju se odlaže ostatak otpada iz domaćinstva opisane su u scenariju 3.

Transport odvojenih frakcija ambalažnog otpada do postrojenja za reciklažu modelovan je za sljedeće udaljenosti: 100 km za papir i plastiku, 350 km za aluminijum, 400 km za željezo i druge metale i 450 km za staklo.

3.3.6. Scenario 6 (S6)

U ovom scenariju je previđeno da se otpad u domaćinstvima razdvaja u dvije frakcije:

- ambalažni otpad (papir, karton, metal, plastika i staklo); i
- ostatak komunalnog otpada.

Odvojeno sakupljeni ambalažni otpad bi se potom upućivao u postrojenje za razdvajanje korisnih komponenti iz otpada (MRF) i razdvajao u pet frakcija: papir, plastika, metal, staklo i Al. Ovako razdvojene frakcije bi se potom transportovale na reciklažu, za dobijanje novih sirovina odnosno proizvoda. Ostatak otpada koji se izdvoji iz domaćinstava se spaljuje.

Ovaj scenario razvijen je u skladu sa Direktivom Evropskog parlamenta o ambalaži i ambalažnom otpadu (Directive 94/62/EC) i Direktivom o spaljivanju otpada (Directive 2000/76/EC), s ciljem iskorišćavanja otpada za proizvodnju novih sirovina (proizvoda) i za proizvodnju toplotne i električne energije.

Ovaj scenario karakterišu sljedeći parametri i karakteristike:

- izdvajanje korisnih komponenti iz otpada na mjestu nastanka sa stepenom izdvajanja od 35% od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu;
- na MRF-u se izdvoji 70% stakla, 80% plastike i Al i 60% papira i metala;
- ostatak komunalnog otpada se spaljuje.

Ulagne sirovine za spalionicu sa pokretnim rešetkama i deponiju pepela i šljake opisane su u scenariju 4. Ulagni parametri i sirovine za MRF te gubitak u reciklažnom procesu isti su kao u scenariju 5.

Udaljenost postrojenja za reciklažu odvojenih frakcija komunalnog otpada je ista kao u scenariju 5, a udaljenost deponije pepela i šljake kao u scenariju 4.

3.3.7. Scenario 7 (S7)

U ovom scenariju je previđeno da se otpad u domaćinstvima razdvaja u tri frakcije:

- ambalažni otpad (papir, karton, metal, plastika i staklo);
- organski otpad; i
- ostatak komunalnog otpada.

Odvojeno sakupljeni ambalažni otpad bi se potom upućivao u postrojenje za razdvajanje korisnih komponenti otpada (MRF) i razdvajao u pet frakcija: papir, plastika, metal, staklo i Al. Ovako razdvojene frakcije bi se potom transportovale na reciklažu, za dobijanje novih sirovina odnosno proizvoda.

Druga frakcija odnosno organski otpad bi se podvrgnuo anaerobnoj digestiji. Dobijeni gas koji se izdvoji, odnosno CH₄, iskoristio bi se za dobijanje toplotne i električne energije, a čvrsta frakcija odnosno kompost bi se koristio u poljoprivredi kao zamjena za vještačko đubrivo.

Ostatak komunalnog otpada, odnosno treća frakcija, odlagao bi se na deponiju.

Ovaj scenario je razvijen u skladu s Direktivom Evropskog parlamenta o ambalaži i ambalažnom otpadu (Directive 94/62/EC) i Direktivom EU o deponijama (Directive 1999/31/EC). Direktivom EU o deponijama predlaže se smanjivanje količine biorazgradljivog otpada koji se odlaže na deponije. Članice EU su dužne da smanje količinu biorazgradljivog otpada koji deponuju na 35% od ukupnog iznosa biorazgradljivog otpada proizvedenog u 1995. godini do 2016. godine, odnosno za neke zemlje do 2020. godine.

Ovaj scenario karakterišu sljedeći parametri i karakteristike:

- izdvajanje korisnih komponenti iz otpada na mjestu nastanka sa stepenom izdvajanja od 35% od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu;
- na MRF-u se izdvoji 70% stakla, 80% plastike i Al i 60% papira i metala;

- anaerobna digestija 35% organskog otpada od ukupne količine organskog otpada u komunalnom otpadu (39% za dobijanje električne energije i 40% za toplotnu energiju);
- korišćenje komposta u poljoprivredne svrhe;
- ostatak sakupljenog komunalnog otpada i ostatak sa MRF-a odlaže se na deponiju.

Ulagani parametri i sirovine za MRF te gubitak u reciklažnom procesu isti su kao u scenariju 5. Karakteristike deponije sa ulaznim sirovinama na koju se odlaže ostatak otpada iz domaćinstva opisane su u scenariju 3.

Ulagane sirovine za funkcionisanje postrojenja za obradu 1 t organskog otpada anaerobnom digestijom jesu (Boldrin et al., 2011):

- električna energija 48,9 kWh;
- dizel-gorivo 0,9 l.

Udaljenost postrojenja za reciklažu odvojenih frakcija komunalnog otpada ista je kao u scenariju 5.

3.3.8. Analiza senzitiviteta/osjetljivosti

Analiza senzitiviteta je primijenjena na scenarijima 5, 6 i 7, odnosno analiziran je uticaj različitog stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na standardne i kategorije uticaja na ljudsko zdravlje. U tabeli 3.2. prikazan je stepen odvojenog sakupljanja otpada.

Tabela 3.2. Opis scenarija 5, 6 i 7 na kojima je implementirana analiza senzitiviteta

| Scenario | Opis scenarija |
|----------|---|
| S5 | odvojeno sakupljanje 35% ambalažnog otpada od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu i njegova reciklaža + ostatak se deponuje na deponiju komunalnog otpada |
| S5a | odvojeno sakupljanje 25% ambalažnog otpada od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu i njegova reciklaža + ostatak se deponuje na deponiju komunalnog otpada |
| S5b | odvojeno sakupljanje 55% ambalažnog otpada od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu i njegova reciklaža + ostatak se deponuje na deponiju komunalnog otpada |
| S6 | odvojeno sakupljanje 35% ambalažnog otpada od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu i njegova reciklaža + ostatak se spaljuje |
| S6a | odvojeno sakupljanje ambalažnog 25% otpada od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu i njegova reciklaža + ostatak se spaljuje |
| S6b | odvojeno sakupljanje 55% ambalažnog otpada od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu i njegova reciklaža + ostatak se spaljuje |
| S7 | odvojeno sakupljanje 35% ambalažnog otpada od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu i njegova reciklaža + 35% organskog otpada od ukupne količine u komunalnom otpadu se tretira anaerobnom digestijom + ostatak se deponuje na deponiju komunalnog otpada |
| S7a | odvojeno sakupljanje 25% ambalažnog otpada od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu i njegova reciklaža + 40% organskog otpada od ukupne količine organskog otpada u komunalnom otpadu se tretira anaerobnom digestijom + ostatak se deponuje na deponiju komunalnog otpada |
| S7b | odvojeno sakupljanje 35% ambalažnog otpada od ukupne količine ambalažnog otpada u komunalnom otpadu i njegova reciklaža + 40% organskog otpada od ukupne količine organskog otpada u komunalnom otpadu se tretira anaerobnom digestijom + ostatak se deponuje na deponiju komunalnog otpada |

4. REZULTATI I DISKUSIJA

Rezultati analize sastava otpada, odnosno LCA analize za modelovane scenarije upravljanja komunalnim otpadom predstavljeni su u nastavku.

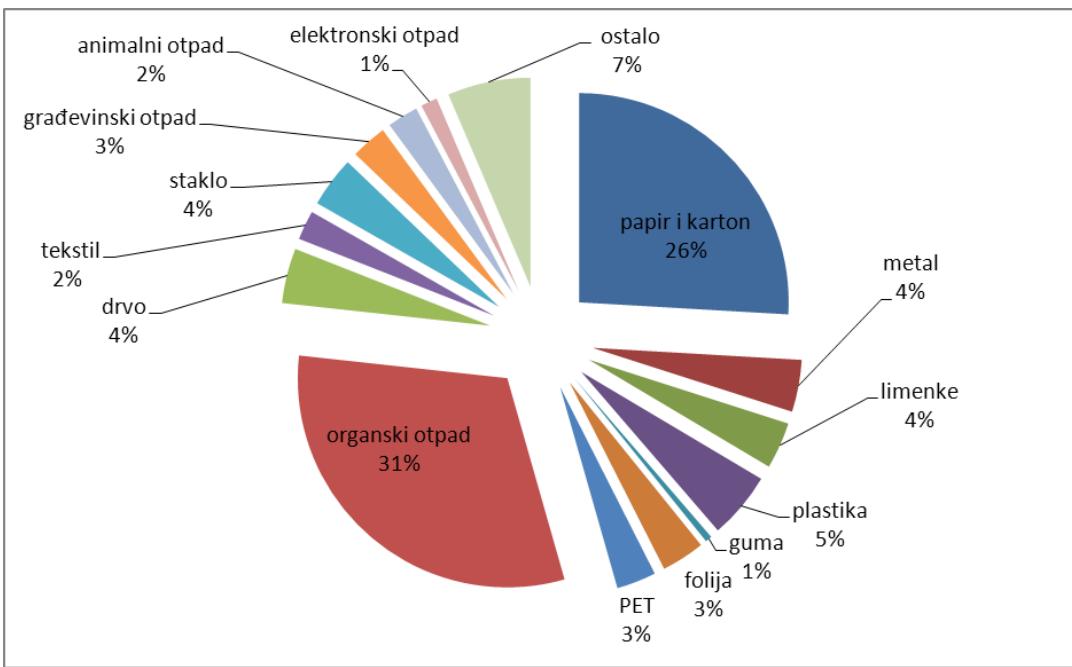
4.1. Analiza uzorkovanja i ispitivanja sastava otpada

Rezultati morfološke analize sastava komunalnog otpada na banjalučkoj deponiji u 2016. godini prikazani su u tabeli 4.1. i na grafiku 4.1.

Tabela 4.1. Sastav komunalnog otpada na banjalučkoj deponiji (%) (Euro-Inspekt, 2016)

| | Srednja vrijednost | Minimum | Maksimum |
|-------------------|--------------------|---------|----------|
| Papir i karton | 25,92 | 22,25 | 30,32 |
| Metal | 4,02 | 1 | 6,11 |
| Limenke | 3,6 | 2,18 | 6,46 |
| Plastika | 5,15 | 3,28 | 7,32 |
| Guma | 0,51 | 0,17 | 1,09 |
| Folija | 3,34 | 2,55 | 4,18 |
| PET | 3,05 | 1,85 | 4,48 |
| Organski otpad | 31,14 | 24,63 | 37,86 |
| Drvo | 4,25 | 3,29 | 5,54 |
| Tekstil | 2,27 | 0,87 | 3,26 |
| Staklo | 3,91 | 2,02 | 6,26 |
| Građevinski otpad | 2,78 | 0,38 | 4,35 |
| Animalni otpad | 2,38 | 0,15 | 5,12 |
| Elektronski otpad | 1,27 | 0,12 | 2,68 |
| Ostalo | 6,41 | 3,04 | 10,07 |

Iz prethodne tabele i grafika u nastavku može se uočiti da je u komunalnom otpadu na banjalučkoj deponiji najdominantnija organska frakcija otpada, odnosno otpad iz kuhinje i baštenski otpad, kao što su ostaci od hrane, voća i povrća te zeleni otpad iz baštine (31,14%). Dakle, skoro 1/3 komunalnog otpada predstavlja organski otpad, odnosno otpad koji ima značajan doprinos globalnom zagrijavanju, a prema Direktivi o deponijama (Directive 1999/31/EC), jedan od važnih ciljeva je smanjivanje količine ovog otpada na deponiji.

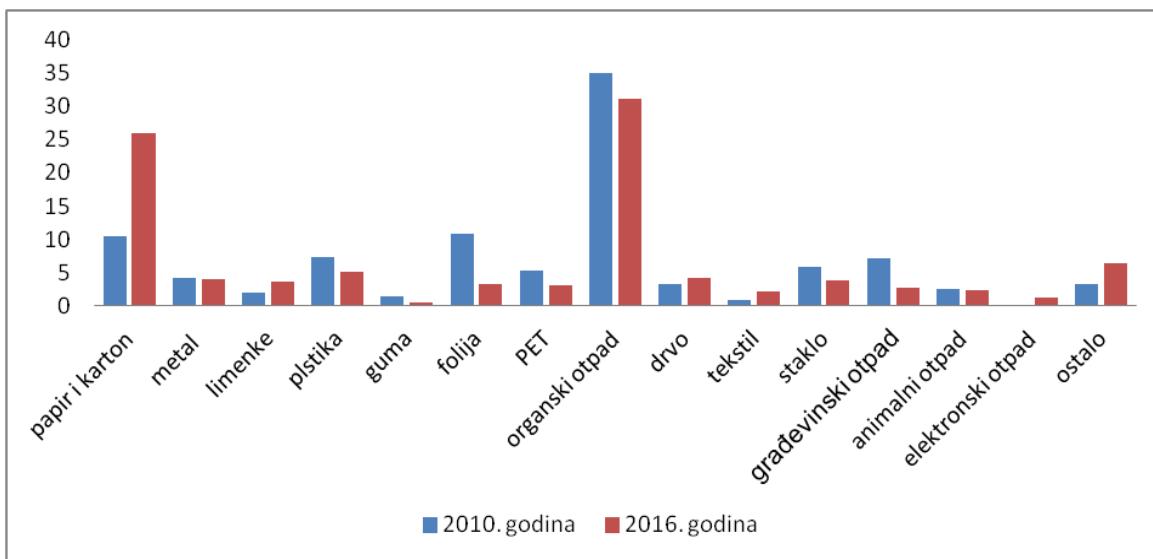


Grafik 4.1. Morfološki sastav otpada na banjalučkoj deponiji (Euro-Inspekt, 2016)

Papir i karton, sa udjelom od 25,92%, na drugom su mjestu po masenom udjelu u komunalnom otpadu. Ostale frakcije otpada imaju udjele u komunalnom otpadu ispod 10%. Frakcije otpada koje su svrstane u ambalažni otpad i otpad koji bi se mogao izdvojiti i reciklirati, kao što je papir, karton, metal, limenke, staklo, plastika, PET, čine oko 45% u komunalnom otpadu. Izdvajanjem i reciklažom ovih komponenti iz otpada štedimo prirodne resurse i sprečavamo da ove korisne komponente odložimo na deponiju i trajno ih izgubimo i isključimo iz životnog ciklusa.

Na grafiku 4.2. izvršena je komparacija sastava komunalnog otpada na banjalučkoj deponiji iz 2010. godine (Euro-Inspekt, 2010) i sastav otpada iz 2016. godine. U odnosu na 2010. godinu, u 2016. godini zabilježeno je povećanje udjela papira i kartona, dok je sadržaj plasitke, folije i PET imao manje vrijednosti. Ostale frakcije su imale približno slične vrijednosti u uzorcima u obje analizirane godine. U komunalnom otpadu još uvijek je dominantna organska frakcija, što je karakteristično za slabo razvijene i zemlje u razvoju (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012).

U tabelama 4.2. i 4.3. prikazan je tehnički i elementarni sastav otpada sa banjalučke deponije u pojedinim frakcijama otpada i u kompozitnom uzorku.



Grafik 4.2. Grafički prikaz komparacije sastava otpada na banjalučkoj deponiji iz 2010. i 2016. godine

U frakcijama otpada plastika, folija, PET sadržan je veliki udio ugljenika, dok je u organskom otpadu, tekstilu i animalnom otpadu najveći procenat azota. Organski otpad je veliki nosilac ugljenika i azota, odnosno njihovih jedinjenja u otpadu je veoma važan jer su upravo ova jedinjenja glavni krivac za ugrožavanje životne sredine, npr. za efekat globalnog zagrijavanja, acidifikacije, obogaćivanja hranljivim materijama itd.

Tabela 4.2. Sadržaj C, H, N i pepela (m/m%) i toplotne moći (kJ/kg) u frakcijama otpada (Euro Inspekt, 2016)

| | C | H | N | Pepeo | Toplotna moć |
|----------------|--------|-------|-------|-------|--------------|
| Papir i karton | 44,42 | 29,89 | 0,544 | 6,422 | 12 065,8 |
| Plastika | 63,058 | 49,7 | 0,558 | 4,448 | 23 587,0 |
| Folija | 52,438 | 41,89 | 0,282 | 7,468 | 17 441,4 |
| PET | 61,236 | 40,11 | 0,516 | 9,174 | 19 319,6 |
| Organski otpad | 45,794 | 23,58 | 4,694 | 5,302 | 10 101,6 |
| Drvo | 38,878 | 33,63 | 0,648 | 4,048 | 11 988,4 |
| Tekstil | 39,074 | 22,49 | 3,526 | 2,87 | 10 950,0 |
| Animalni otpad | 40,564 | 21,89 | 5,022 | 9,112 | 10 215,4 |
| Ostalo | 37,478 | 23,78 | 1,348 | 5,652 | 8 439,8 |

Tabela 4.3. Tehnički i elementarni sastav kompozitnog uzorka (Euro Inspekt, 2016)

| Parametar | Mjerna jedinica | Minimum | Maksimum | Srednja vrijednost |
|--------------------------|-----------------|---------|----------|--------------------|
| Toplotna moć | KJ/kg TS | 9768 | 9985 | 9876,60 |
| Sadržaj vlage | % | 38 | 49 | 43,00 |
| Neisparljivi ostatak, TS | % | 22 | 35 | 29,60 |
| Isparljivi ostatak, VS | % | 20 | 25 | 21,40 |
| Pepelo | % | 4,18 | 5,59 | 4,88 |
| C (uk.) | % | 35,1 | 41 | 38,80 |
| N (uk.) | % | 1,29 | 1,59 | 1,47 |
| P (uk.) | % | 0,19 | 0,39 | 0,30 |
| S (uk.) | % | 0,18 | 0,29 | 0,24 |
| Cl (uk.) | % | 0,1 | 0,1 | 0,10 |
| F (uk.) | % | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| H (TS) | % | 6,11 | 6,96 | 6,47 |
| O (TS) | % | 41,3 | 44,8 | 43,34 |
| Na | g/100g | 0,49 | 0,96 | 0,66 |
| Mg | g/100g | 1,31 | 2,11 | 1,81 |
| Al | ppm | 3,82 | 5,32 | 4,74 |
| K | ppm | 38,5 | 42,5 | 40,30 |
| Ca | g/100g | 6,9 | 12,8 | 9,66 |
| Cr | ppm | 2,19 | 3,64 | 2,77 |
| Mn | ppm | 22,3 | 53,4 | 36,76 |
| Fe | ppm | 38,3 | 69,9 | 53,12 |
| Ni | ppm | 1,12 | 3,22 | 2,29 |
| Cu | ppm | 22,1 | 48,3 | 36,42 |
| Zn | ppm | 16,4 | 44,6 | 30,94 |
| As | ppm | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Cd | ppm | 0,1 | 0,31 | 0,22 |
| Hg | ppm | 0,001 | 0,01 | 0,01 |
| Pb | ppm | 1,22 | 3,15 | 2,19 |

Sa aspekta toplotne moći, odnosno iskorišćavanja otpada za dobijanje energije, frakcije otpada kao što su plastika, folija, PET, papir i karton imaju najveću toplotnu moć. Najveći procenat pepela se generiše od PET i animalnog otpada, odnosno spaljivanjem otpada u spalionici ove frakcije otpada produkuju najveću količinu pepela i šljake.

Tabela 4.4. Pearsonov koeficijent korelacije za kompozitni uzorak

| | Vлага | Isparna materija | Pepeo | C (uk.) | N (uk.) | Cr | Cd | Hg | Pb |
|-------------------------|-------|------------------|-------|------------|------------|-------|-------|------|------|
| Vлага | 1,00 | | | | | | | | |
| Isparna materija | 0,78 | 1,00 | | | | | | | |
| Pepeo | 0,90 | 0,60 | 1,00 | | | | | | |
| C (uk.) | -0,08 | 0,53 | -0,15 | 1,00 | | | | | |
| N (uk.) | -0,61 | -0,85 | -0,62 | -0,67 | 1,00 | | | | |
| Cr | -0,31 | -0,40 | -0,41 | -0,52 | 0,77 | 1,00 | | | |
| Cd | -0,45 | -0,85 | -0,43 | -0,82 | 0,95 | 0,61 | 1,00 | | |
| Hg | -0,27 | 0,38 | -0,35 | 0,86 | -0,38 | -0,04 | -0,64 | 1,00 | |
| Pb | -0,26 | 0,17 | -0,41 | 0,33 | 0,12 | 0,61 | -0,18 | 0,75 | 1,00 |

U kompozitnom uzorku komunalnog otpada prisutna je i određena količina teških metala Cr, Cd, Hg i Pb. Zbog prisustva teških metala u otpadu, potrebno je posvetiti veliku pažnju obradi i odlaganju otpada, da ovi teški metali iz otpada ne bi dospjeli u životnu sredinu (u vodu, vazduh i zemljište), nego ih je potrebno prilikom obrade otpada transformisati u neškodljive forme i isključiti iz životnog ciklusa.

Fizički i hemijski sastav otpada je važan jer nam omogućava:

- proračun korisnih količina otpada koje se mogu izdvojiti, kao što je ambalažni otpad i organski otpad;
- predviđanje generisanja količine pepela nakon procesa spaljivanja otpada radi dimenzionisanja deponije pepela i šljake;
- sagledavanje iskorišćavanja otpada i frakcija za proizvodnju energije na osnovu toplotne moći.

Sa aspekta zaštite životne sredine i ljudskog zdravlja moguće je uočiti koje frakcije otpada su nosioci C, N i teških metala, s ciljem pretvaranja ovih jedinjenja u forme koje nisu štetne. Npr. treba izbjegavati emisiju C koji je u otpadu u obliku CH_4 , a prihvatljiva je emisija C u CO_2 u atmosferu, koji se dobije spaljivanjem (mineralizacijom) ugljenika, radi dobijanja energije iz otpada kao zamjena za istu količinu energije koja bi se dobila iz fosilnih goriva. N koji je prisutan u otpadu nije prihvatljivo prevoditi u formu NO_3^- i NH_4^+ , a preporučljiva je emisija u atmosferu u obliku N_2 , ali ne i NOx (Mastellone et al., 2009).

4.2. Rezultati LCI

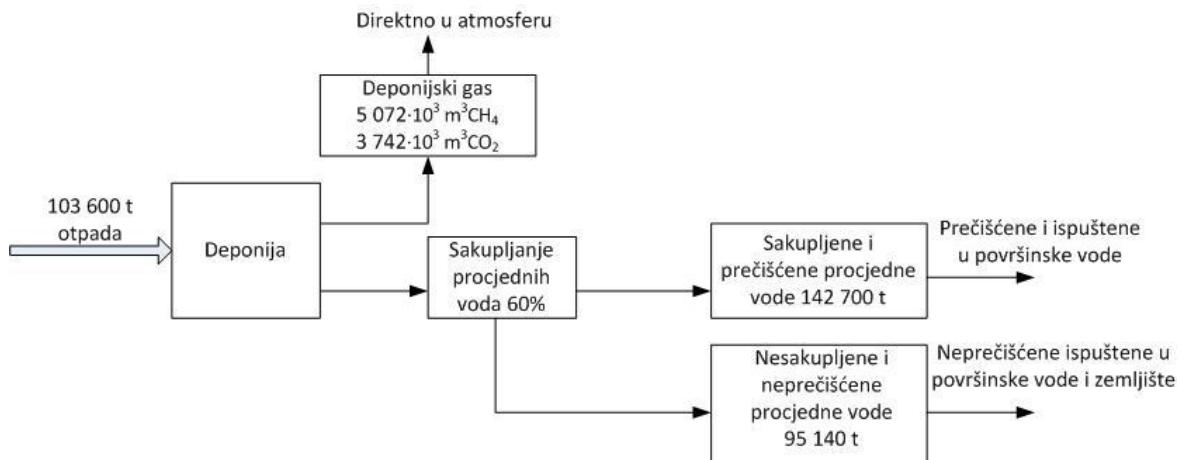
Rezultati LCI analize za modelovane scenarije prikazani su u nastavku.

Prilikom računanja masenih bilansa, za sve analizirane scenarije, korišteni su faktori konverzije za svaku komponentu, koji su navedeni u EASETECH modelu (primjeri masenih bilansi se nalaze u prilogu ove disertacije).

4.2.1. Scenario 1 (S1) – Status Quo

Scenario 1 se bazirao na karakteristikama upravljanja komunalnim otpadom u banjalučkoj regiji u 2016. godini. Ovaj scenario podrazumijeva odlaganje otpada iz banjalučke regije na neuređenu deponiju. Procjedne vode se sakupljaju i tretiraju u postrojenju sa reverznom osmozom (60%). Deponijski gas se sistemima perforiranih cijevi evakuiše iz tijela deponije i ispušta direktno u atmosferu.

Na slici 4.1. prikazani su ulazni i izlazni podaci, odnosno maseni bilansi u scenariju 1. Razgradnjom otpada u tijelu deponije nastaju deponijski gasovi (CH_4 , CO_2 , NMVOC, itd.), koji se sakupljaju i evakuišu iz tijela deponije i odlaze direktno u atmosferu (tabela 4.5).



Slika 4.1. Ulagani i izlagani parametri upravljanja otpadom za scenario 1

Otpad koji se odlaže sadrži izvjesnu količinu vode, te voda koja uđe u tijelo deponije putem padavina, kao i voda koja se generiše procesima razgradnje otpada u svoj sastav prima i druge materije iz otpada ili razgradnjom otpada, stvarajući procjedne deponijske vode.

Tabela 4.5. Količina polutanata u deponijskom gasu generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije, koja se emituje u atmosferu u scenariju 1

| Polutant | CH ₄ (m ³) | CO ₂ (m ³) | NMVOC (kg) | Ksilen (kg) | Toluen (kg) |
|----------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------|-------------|-------------|
| Ukupno | $5\ 072 \cdot 10^3$ | $3\ 742 \cdot 10^3$ | 2 | 0,53 | 1,4 |

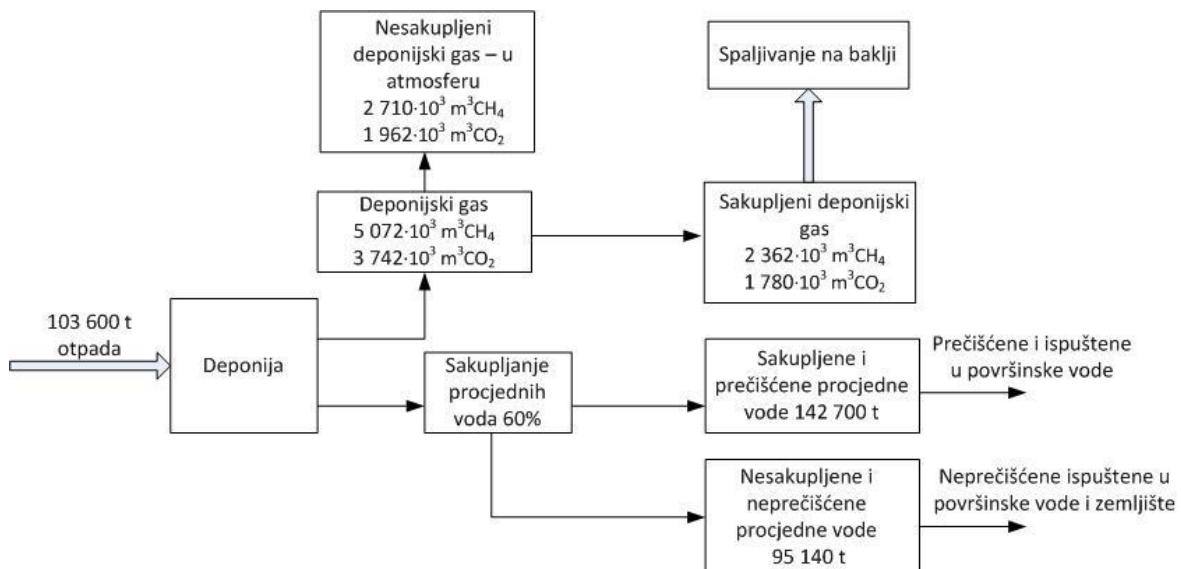
Pošto je stepen sakupljanja otpadnih voda 60%, 142 700 t procjednih voda se prečisti i ispusti u površinske vode, odnosno u potok Glogovac, dok se 95 140 t procjednih voda ne uspije sakupiti i ispusti se bez prethodnog tretmana u površinske vode i zemljište.

4.2.2. Scenario 2 (S2)

Ovaj scenario je obuhvatio unapređenje postojećeg sistema upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji kroz uspostavljanje sistema za sakupljanje deponijskog gasa i tretman gasa na baklji. Sistem za degasifikaciju i tretman gasa na banjalučkoj deponiji je uspostavljen krajem 2016. godine.

Spaljivanjem deponijskog gasa na baklji 97% CH₄ i NMVOC se transformiše u CO₂. Stepen sakupljanja i tretmana procjednih voda u scenariju 2 isti su kao u prethodnom scenariju.

Na slici 4.2. prikazani su ulazni i izlazni podaci, odnosno maseni bilansi u scenariju 2. Polutanti iz deponijskog gasa koji nisu sakupljeni predstavljeni su u tabeli 4.6.



Slika 4.2. Ulazni i izlazni parametri upravljanja otpadom za scenario 2

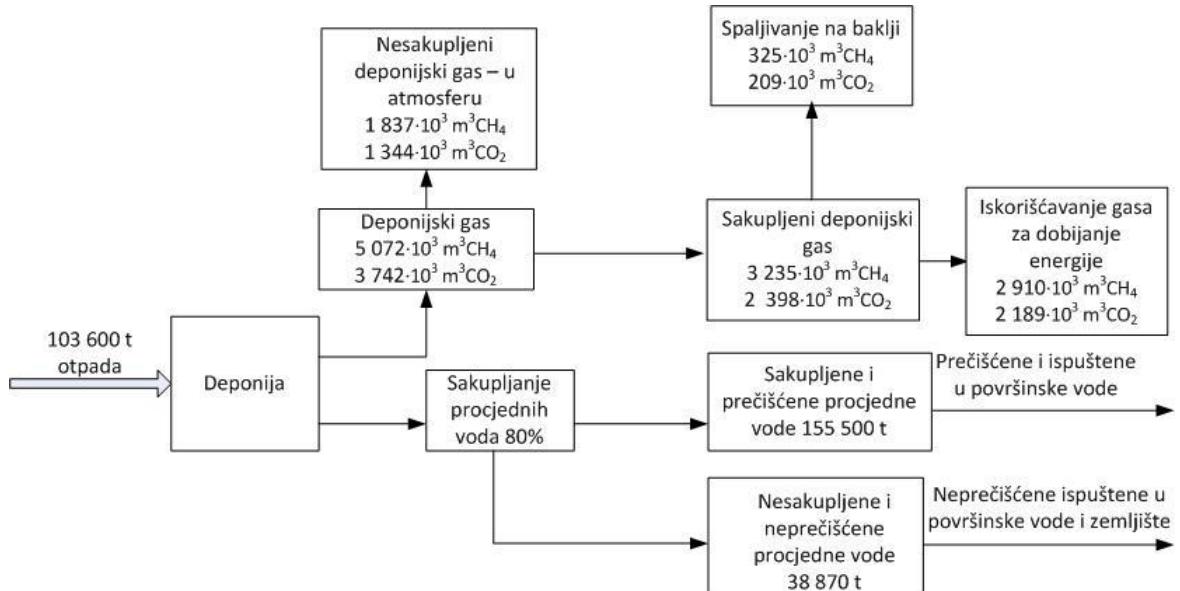
Tabela 4.6. Količina polutanata iz deponijskog gasa generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije, koja se emituje u atmosferu u scenariju 2

| Polutant | CH ₄ (m ³) | CO ₂ (m ³) | NMVOC(kg) | Ksilen(kg) | Toluen(kg) |
|----------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------|------------|------------|
| Ukupno | 2 710·10 ³ | 1 962·10 ³ | 1,07 | 0,28 | 0,75 |

4.2.3. Scenario 3 (S3)

U ovom scenariju je planirano poboljšanje upravljanja otpadom u scenariju 2 koje se odnosi na poboljšanje sakupljanja procjednih voda sa 60% na 80%, te poboljšanje u upravljanju deponijskim gasom, kao i tehnologiji odlaganja otpada kroz povećanje stepena sabijenosti otpada.

Polutanti iz deponijskog gasa koji nisu sakupljeni predstavljeni su u tabeli 4.7. Na slici 4.3. prikazani su ulazni i izlazni podaci, odnosno maseni bilansi u scenariju 3.



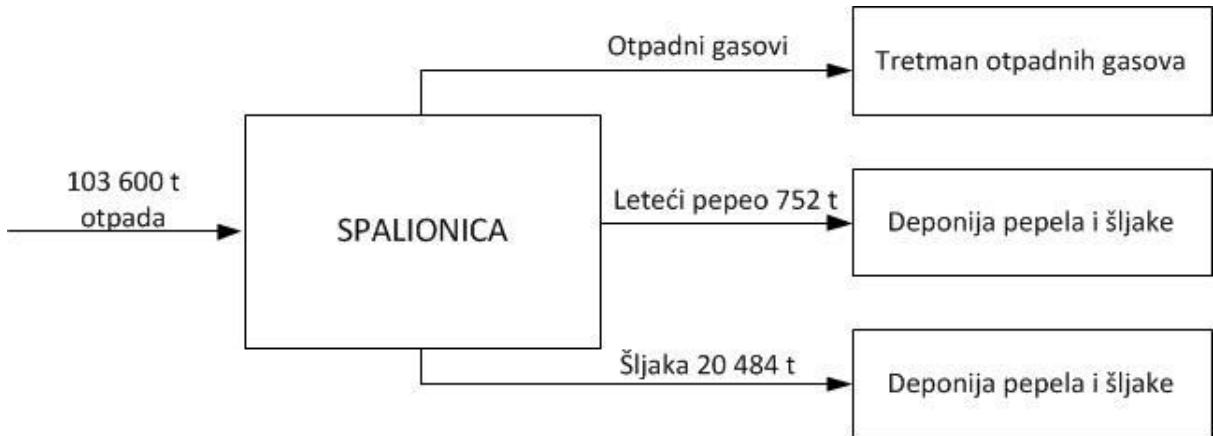
Slika 4.3. Ulazni i izlazni parametri upravljanja otpadom za scenario 3

Tabela 4.7. Količina polutanata iz deponijskog gasa generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije, koja se emituje u atmosferu u scenariju 3

| Polutant | CH ₄ (m ³) | CO ₂ (m ³) | NMVOC(kg) | Ksilen(kg) | Toluen(kg) |
|----------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------|------------|------------|
| Ukupno | 1 837·10 ³ | 1 344·10 ³ | 0,73 | 0,19 | 0,51 |

4.2.4. Scenario 4 (S4)

Ovaj scenario podrazumijeva spaljivanje komunalnog otpada u spalionici sa pokretnom rešetkom. Pepeo i šljaka čine 20,5% otpada koji se transformisao u ove izlaze. U otpadne gasove se transformiše oko 79,5% otpada. Otpadni gasovi iz spalionice sadrže CO₂, NOx, CO, HCl, PM₁₀. Na slici 4.4. prikazani su ulazni i izlazni podaci, odnosno maseni bilansi u scenariju 4.



Slika 4.4. Ulazni i izlazni parametri upravljanja otpadom za scenario 4

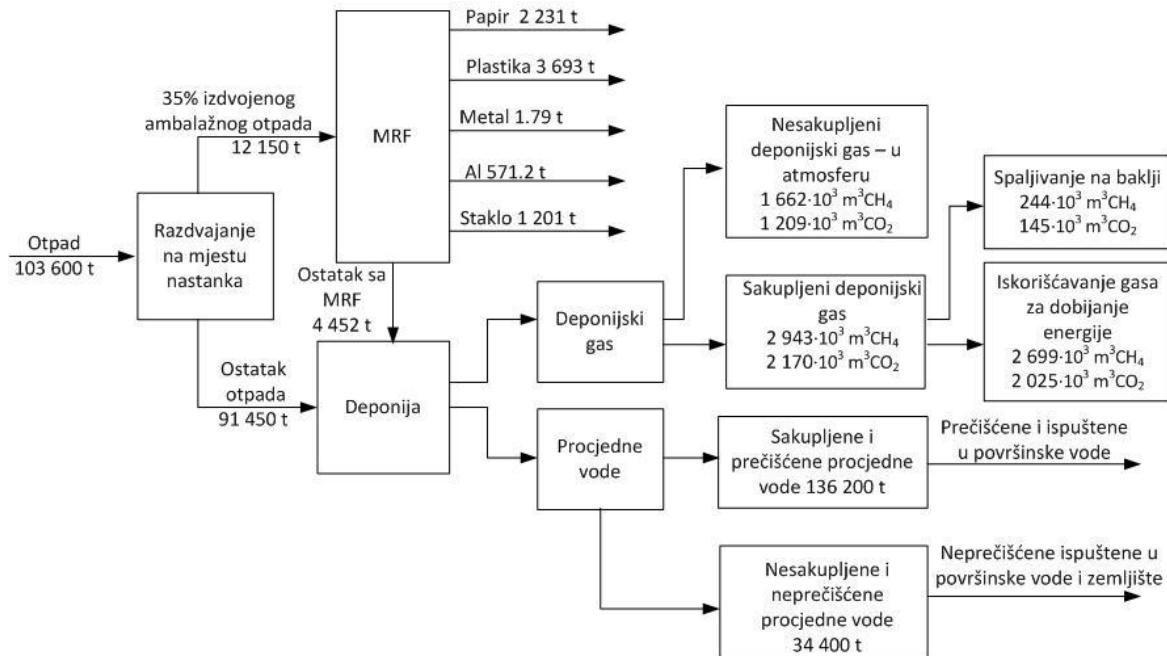
4.2.5. Scenario 5 (S5)

U ovom scenariju je predviđeno da se otpad u domaćinstvu razdvaja na dvije frakcije odnosno dvije posude. U jednoj posudi bi se izdvajao ambalažni otpad (papir, karton, metal, Al, staklo, plastika), a u drugoj posudi ostatak komunalnog otpada koji bi se sakupio u domaćinstvu. Odvojeno sakupljeni ambalažni otpad bi se potom upućivao u postrojenje za razdvajanje otpada (MRF), gdje bi se ovaj otpad razdvajao u pet frakcija: papir, plastika, metal, Al i staklo. Ove frakcije otpada bi se potom upućivale na reciklažu. Iz MRF bi se izdvojio i ostatak koji bi preostao nakon razdvajanja ambalažnog otpada, koji bi se deponovao na deponiju komunalnog otpada, zajedno sa ostatkom komunalnog otpada iz domaćinstva.

Polutanti iz deponijskog gasa koji nisu sakupljeni predstavljeni su u tabeli 4.8. Na slici 4.5. prikazani su ulazni i izlazni podaci, odnosno maseni bilansi u scenariju 5. Masa ambalažnog otpada predstavlja 35% (12 500 t) od ukupne količine ambalažnog otpada prisutnog u komunalnom otpadu.

Tabela 4.8. Količina polutanata iz deponijskog gasa generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije, koja se emituje u atmosferu u scenariju 5

| Polutant | CH ₄ (m ³) | CO ₂ (m ³) | NMVOC (kg) | Ksilen (kg) | Toluen (kg) |
|----------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------|-------------|-------------|
| Ukupno | 1 662·10 ³ | 1 209·10 ³ | 0,66 | 0,17 | 0,46 |



Slika 4.5. Ulazni i izlazni parametri upravljanja otpadom za scenario 5

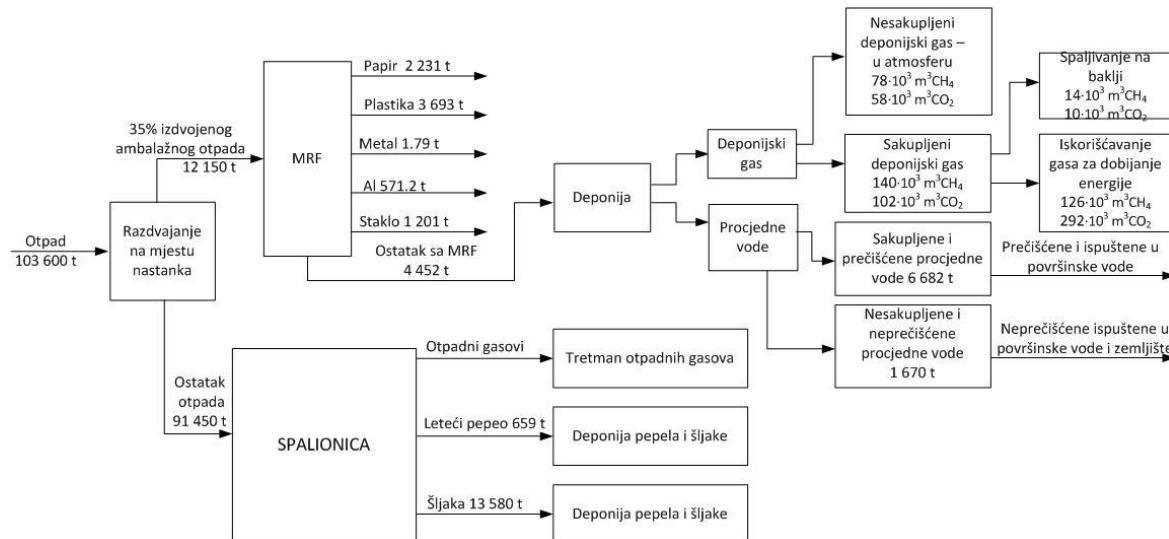
4.2.6. Scenario 6 (S6)

U ovom scenariju je predviđeno da se otpad u domaćinstvu razdvaja na dvije frakcije odnosno u dvije posude. U jednoj posudi bi se izdvajao ambalažni otpad (papir, karton, metal, Al, staklo, plastika), a u drugoj posudi ostatak komunalnog otpada koji bi se sakupio u domaćinstvu. Odvojeno sakupljeni ambalažni otpad bi se potom upućivao u postrojenje za razdvajanje otpada (MRF), gdje bi se ovaj otpad razdvajao u pet frakcija: papir, plastika, metal, Al i staklo. Ove frakcije otpada bi se potom upućivale na reciklažu. Iz MRF bi se izdvojio i ostatak koji bi preostao nakon razdvajanja ambalažnog otpada koji bi se deponovao na deponiju komunalnog otpada. Komunalni otpad koji bi se sakupio u drugoj posudi u domaćinstvu bi se termički tretirao u spalionici sa pokretnom rešetkom.

Polutanti iz deponijskog gasa koji nisu sakupljeni predstavljeni su u tabeli 4.9. Na slici 4.6. prikazani su ulazni i izlazni podaci, odnosno maseni bilansi u scenariju 6.

Tabela 4.9. Količina polutanata iz deponijskog gasa generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije, koja se emituje u atmosferu u scenariju 6

| Polutant | CH ₄ (m ³) | CO ₂ (m ³) | NMVOC (kg) | Ksilen (kg) | Toluen (kg) |
|----------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------|-------------|-------------|
| Ukupno | 78·10 ³ | 58·10 ³ | 0,03 | 0,01 | 0,02 |

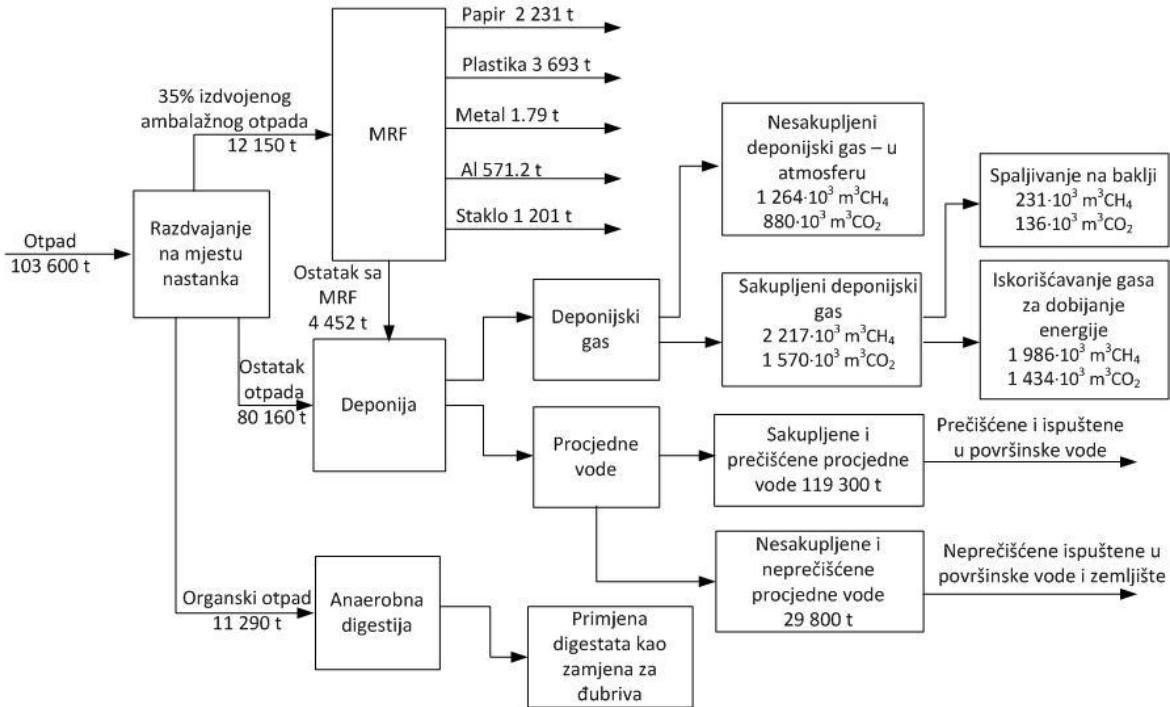


Slika 4.6. Ulazni i izlazni parametri upravljanja otpadom za scenario 6

4.2.7. Scenario 7 (S7)

U ovom scenariju je predviđeno da se otpad u domaćinstvu razdvaja na tri frakcije odnosno u tri posude. U jednoj posudi bi se izdvajao ambalažni otpad (papir, karton, metal, Al, staklo, plastika), u drugoj posudi organski otpad, a u trećoj posudi ostatak komunalnog otpada koji bi se sakupio u domaćinstvu. Odvojeno sakupljeni ambalažni otpad bi se potom upućivao u postrojenje za razdvajanje otpada (MRF), gdje bi se ovaj otpad razdvajao u pet frakcija: papir, plastika, metal, Al i staklo. Ove frakcije otpada bi se potom upućivale na reciklažu. Iz MRF bi se izdvojio i ostatak koji bi preostao nakon razdvajanja ambalažnog otpada, koji bi se deponovao na deponiju komunalnog otpada. Odvojeno sakupljeni organski otpad iz druge posude bi se podvrgnuo anaerobnoj digestiji, a dobijeni digestat bi se preradio i koristio u poljoprivredne svrhe. Komunalni otpad koji bi se sakupio u trećoj posudi u domaćinstvu odlagao bi se na deponiji.

Polutanti iz deponijskog gasa koji nisu sakupljeni predstavljeni su u tabeli 4.10. Na slici 4.7. prikazani su ulazni i izlazni podaci, odnosno maseni bilansi u scenariju 7.



Slika 4.7. Ulagani i izlazni parametri upravljanja otpadom za scenario 7

Tabela 4.10. Količina polutanata iz deponijskog gasa generisana u toku 100 godina sa banjalučke deponije, koja se emituje u atmosferu u scenariju 7

| Polutant | CH ₄ (m ³) | CO ₂ (m ³) | NMVOC (kg) | Ksilen (kg) | Toluen (kg) |
|----------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------|-------------|-------------|
| Ukupno | 1 264·10 ³ | 880·10 ³ | 0,49 | 0,13 | 0,34 |

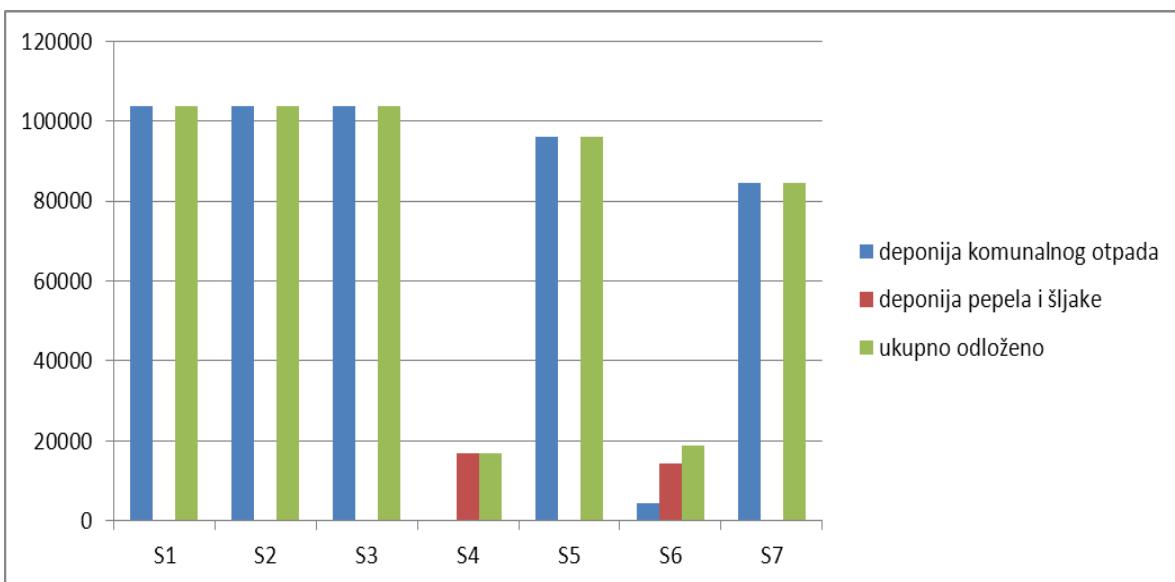
4.2.8. Količina odloženog otpada u modelovanim scenarijima

U tabeli 4.11. i na grafiku 4.3. prikazane su količine otpada koje se odlože na deponiju komunalnog otpada i deponiju pepela i šljake u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom.

Iz tabele 4.11. i grafika 4.3. može se uočiti da se u scenarijima 1–3 sav sakupljeni otpad odlaže na deponiju komunalnog otpada. U scenarijima 4 i 6, gdje se sav otpad spaljuje ili se izdvaja ambalažni otpad, a ostatak spaljuje, najmanje količine otpada se odlože na deponiju. U scenarijima 5 i 7, gdje se izdvaja ambalažni, odnosno ambalažni i organski otpad, smanjuje se količina otpada koji se deponuje, odnosno štedi se korisni deponijski prostor.

Tabela 4.11. Količina odloženog otpada u scenarijima 1–7

| | Deponija komunalnog otpada | Deponija pepela i šljake | Ukupno odloženo | % otpada koji se odloži u odnosu na ukupnu količinu otpada |
|----|----------------------------|--------------------------|-----------------|--|
| S1 | 103600 | 0 | 103600 | 100 |
| S2 | 103600 | 0 | 103600 | 100 |
| S3 | 103600 | 0 | 103600 | 100 |
| S4 | 0 | 21 236 | 21 236 | 20.50 |
| S5 | 95902 | 00 | 95902 | 92.57 |
| S6 | 4452 | 18 061 | 22513 | 21.73 |
| S7 | 84612 | 0 | 84612 | 81.67 |



Grafik 4.3. Prikaz količine otpada koji se odloži na deponiju

U scenariju 7 smanjuje se količina organskog otpada koji se deponuje (u skladu sa Direktivom EU o deponijama).

4.2.9. Otpad koji se izdvoji i koristi kao proizvod ili sirovina u modelovanim scenarijima

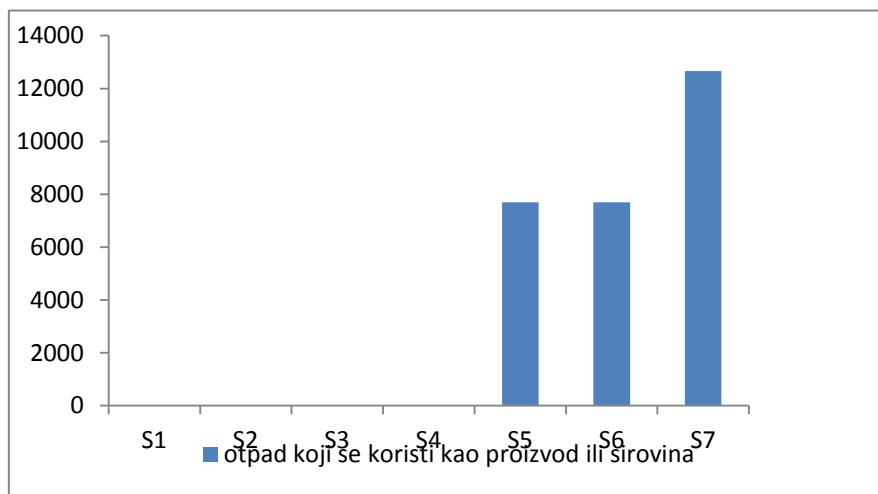
U tabeli 4.12. i na grafiku 4.4. prikazane su količine otpada koje se izdvoje i recikliraju, te koriste kao sirovine i proizvodi.

Pošto se u scenarijima 1–3 sav otpad deponuje, u ovim scenarijima nema otpada koji se može preraditi i koristiti kao sirovina, dok je u scenariju 4 predviđeno da se sav sakupljeni komunalni otpad spaljuje.

Tabela 4.12. Količine otpada koje se prerade u nove proizvode ili sirovine u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom

| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|---|----|----|----|----|-------|-------|----------|
| Otpad – proizvod ili sirovina (t) | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 698 | 7 698 | 12 665,6 |
| % otpada koji odlazi kao novi proizvod ili sirovina | 0 | 0 | 0 | 0 | 7,43 | 7,43 | 12,23 |

U scenarijima 5 i 6, u kojim se izdvaja 35% ambalažnog otpada u odnosu na ukupnu količinu ambalažnog otpada u komunalnom otpadu, 7,43% otpada se preradi u nove proizvode (sirovine).



Grafik 4.4. Količina otpada koji se izdvoji i reciklira (u t)

U scenariju 7, pored 35% ambalažnog otpada, izdvaja se i organski otpad, koji se transformiše u kompost (visoko vrijedan materijal), odnosno 12,23% otpada odlazi u nove proizvode.

4.2.10. Količina i sastav procjednih voda u modelovanim scenarijima

Količina procjednih voda koja se generiše tokom 100 godina iznosi od 1,5 do 4,3 m³ po toni vlažnog otpada (Manfredi and Christensen, 2009).

U tabeli 4.13. i na grafiku 4.5. prikazane su količine procjednih voda, sakupljenih i nesakupljenih. Najveća količina procjednih voda koja se generiše je u scenarijima 1 i 2,

odnosno u ova dva analizirana scenarija upravljanja otpadom je najveća količina procjednih voda koja se ne sakupi i neprečišćena ispusti u površinske vode i zemljište.

Tabela 4.13. Količina procjednih voda (t)

| | Nesakupljene | Sakupljene | | ukupno |
|----|--------------|------------|-----------|---------|
| | | deponija | digestija | |
| S1 | 95 100 | 143 000 | | 238 000 |
| S2 | 91 400 | 143 000 | | 234 000 |
| S3 | 38 900 | 156 000 | | 194 000 |
| S4 | 0 | 0 | | 0 |
| S5 | 34 000 | 136 000 | | 170 000 |
| S6 | 0 | 0 | | 0 |
| S7 | 29 800 | 119 000 | 92 800 | 158 000 |

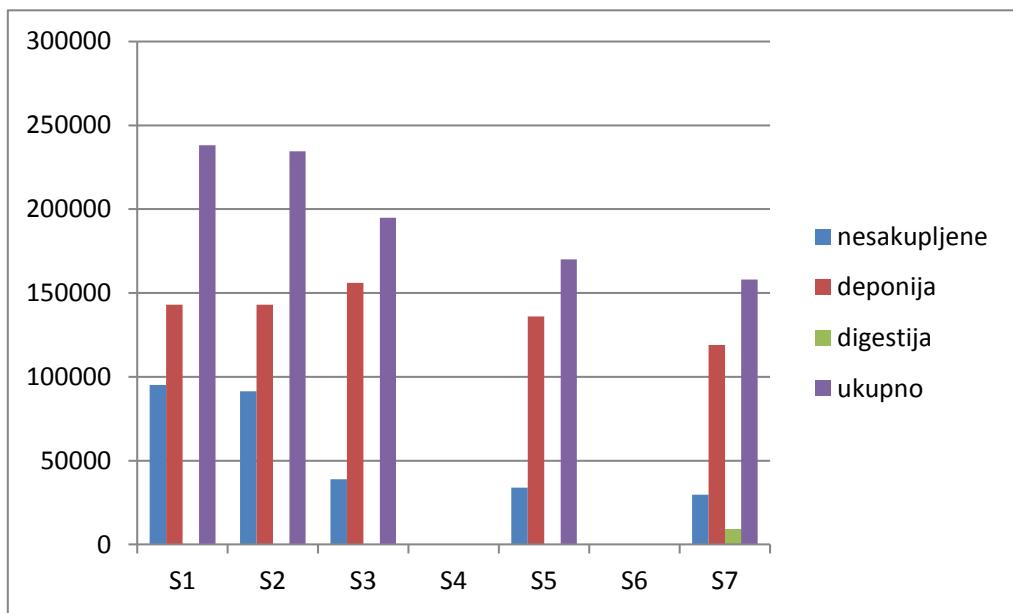
U trećem scenariju smanjena je količina procjednih voda jer je poboljšan stepen sabijenosti otpada odnosno gustina otpada te je povećan i stepen sakupljanja procjednih voda. U scenariju 3 smanjena je i količina procjednih voda koja se direktno ispusti u vodene ekosisteme.

U tabeli 4.14. prikazana je količina sakupljenih, nesakupljenih procjednih voda, kao i sastav istih u zavisnosti od gustine odloženog otpada na deponiji komunalnog otpada za scenario 3.

Povećanjem gustine otpada smanjuje se i količina procjednih voda, jer je produkcija procjednih voda veća kada je gustina otpada mala, a sa povećanjem gustine smanjuje se filtracija, odnosno količina procjednih voda. Kako se smanjuje količina procjednih voda, smanjuje se i količina odnosno koncentracija teških metala (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb), organskih materija (biološka potrošnja kiseonika (BPK) i hemijska potrošnja kiseonika (HPK), te hranljivih materija (PO_4 i NH_3).

U scenarijima 4 i 6, gdje se otpad spaljuje, odnosno izdvojeni ambalažni otpad reciklira, a ostatak otpada spaljuje, pošto nema odlaganja otpada na deponiju komunalnog otpada, nema generisanja procjednih voda.

U scenariju 5 smanjena je količina procjednih voda u odnosu na scenarije 1–3, jer je smanjena i količina otpada koji se odlaže, budući da se 35% ambalažnog otpada reciklira. S druge strane, u scenariju 7 smanjena je količina procjednih voda u odnosu na S1–S3 i S5 jer je smanjena količina otpada koji se odlaže (35% ambalažnog otpada se reciklira i 35% organskog otpada se podvrgava anaerobnoj digestiji).



Grafik 4.5. Količina procjednih voda koja se generiše (t) u scenarijima 1–7

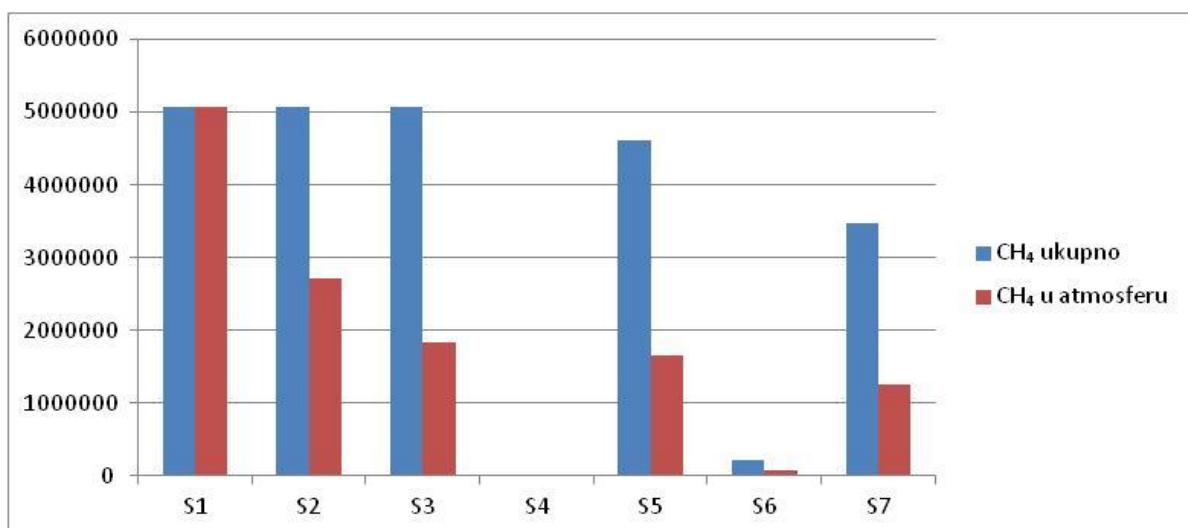
Tabela 4.14. Količina i sastav procjednih voda u scenariju 3 u zavisnosti od gustine odloženog otpada

| Komponenta (kg) | Gustina otpada (t/m ³) | | | | |
|--|------------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| | 0,67 | 0,72 | 0,77 | 0,82 | 0,87 |
| Sakupljene procjedne vode | $1,903 \cdot 10^8$ | $1,771 \cdot 10^8$ | $1,656 \cdot 10^8$ | $1,555 \cdot 10^8$ | $1,465 \cdot 10^8$ |
| Nesakupljene procjedne vode | $4,757 \cdot 10^7$ | $4,427 \cdot 10^7$ | $4,139 \cdot 10^7$ | $3,887 \cdot 10^7$ | $3,663 \cdot 10^7$ |
| Ukupno procjednih voda | $2,388 \cdot 10^8$ | $2,21 \cdot 10^8$ | $2,07 \cdot 10^8$ | $1,94 \cdot 10^8$ | $1,83 \cdot 10^8$ |
| Sastav procjednih deponijskih voda (kumulativne vrijednosti) | | | | | |
| Cd | 1,674 | 1,558 | 1,457 | 1,368 | 1,29 |
| Cr | 10,75 | 10,0 | 9,355 | 8,784 | 8,279 |
| Cu | 19,6 | 18,24 | 17,05 | 16,01 | 15,09 |
| Hg | 0,0504 | 0,0496 | 0,0439 | 0,0412 | 0,0388 |
| Ni | 10,75 | 10,0 | 9,355 | 8,784 | 8,279 |
| Pb | 3,187 | 2,966 | 2,773 | 2,604 | 2,455 |
| HPK | $7,944 \cdot 10^5$ | $7,393 \cdot 10^5$ | $6,913 \cdot 10^5$ | $6,491 \cdot 10^5$ | $6,118 \cdot 10^5$ |
| BPK | $3,435 \cdot 10^5$ | $3,196 \cdot 10^5$ | $2,989 \cdot 10^5$ | $2,806 \cdot 10^5$ | $2,645 \cdot 10^5$ |
| PO ₄ | 3330 | 3099 | 2897 | 2721 | 2564 |
| NH ₃ | $1,108 \cdot 10^5$ | $1,031 \cdot 10^5$ | $9,644 \cdot 10^5$ | $9,056 \cdot 10^5$ | $8,536 \cdot 10^5$ |

4.2.11. Količina metana u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom

Kumulativna količina deponijskog gasa koji se generiše tokom 100 godina eksplotacije deponije iznosi 168–222 m³ gase iz 1 t vlažnog komunalnog otpada (Manfredi and Christensen, 2009).

Na grafiku 4.6. prikazana je količina metana koji se generiše u modelovanim i analiziranim scenarijima upravljanja otpadom, kao i količina metana koji se emituje u atmosferu.



Grafik 4.6. Količina metana (m³) koji se generiše i izdvoji u atmosferu u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom

U scenarijima 1, 2 i 3 najveća je količina metana koji se generiše u odnosu na ostale analizirane scenarije. Najveća količina metana koji odlazi direktno u atmosferu je u scenariju 1, odnosno u slučaju kada se deponijski gas ne sakuplja nego direktno ispušta u atmosferu. Sa povećanjem stepena skupljanja deponijskog gasa u scenarijima 2 i 3 smanjuje se i količina metana koji odlazi u atmosferu.

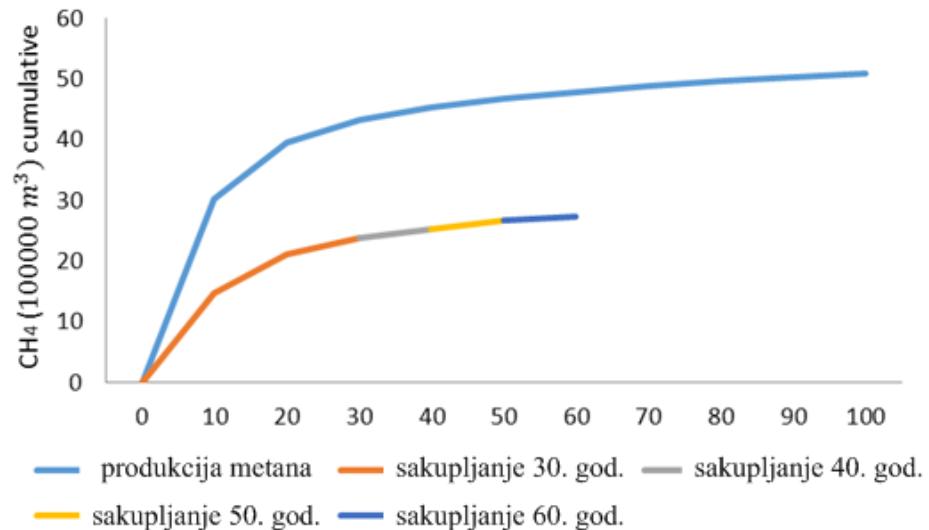
U scenarijima 4 i 6, gdje se otpad koristi za dobijanje energije odnosno za dobijanje energije i novih proizvoda putem reciklaže, količine metana su zanemarljive.

U scenariju 5 količina metana koja se izdvoji u atmosferu je daleko manja u odnosu na scenarije 1–3 jer se smanjila i količina otpada koji se deponuje, a samim tim utiče i na smanjivanje količine generisanog deponijskog gasa. U scenariju 7 smanjena je količina metana koji odlazi u atmosferu kako iz razloga smanjivanja količine otpada koji se odlaže

jer odlazi na reciklažu, tako i iz razloga što se dio organskog otpada upućuje na anaerobnu digestiju.

Na grafiku 4.7. prikazana je produkcija metana sa banjalučke deponije (scenario 2) tokom 100 godina (70% sakupljanja), u zavisnosti od vremenskog perioda sakupljanja gasa.

Sa prethodnog dijagrama se može uočiti da je produkcija metana nakon 50 godina smanjena, odnosna da kriva produkcije metana pokazuje vrlo malu količinu generisanog metana nakon 50 godina eksploatacije deponije. Dakle, nema opravdanja za sakupljanje deponijskog gasa nakon 50 godina.



Grafik 4.7. Producija metana u scenariju 2 u zavisnosti od dužine vremenskog perioda sakupljanja gasa

4.3. Rezultati LCIA

Rezultati LCA predstavljeni su kroz LCIA odnosno putem kategorija uticaja. Kategorije uticaja su radi lakše interpretacije dobijenih rezultata normirane, odnosno predstavljene u ekvivalentu po čovjeku (eng. *people equivalent – PE*). Kategorije uticaja podijeljene su u dvije grupe:

- standardne kategorije uticaja i
- povezane toksične kategorije.

Od standardnih kategorija uticaja obrađeni su: globalno zagrijavanje, nastanak fotohemiskog ozona, acidifikacija, obogaćivanje hranljivim materijama, ekotoksičnost u zemljištu – hronična, ekotoksičnost u vodi i oštećenje stratosferskog ozona. Kategorije uticaja na ljudsko zdravlje jesu: hronična toksičnost za čovjeka putem vode, toksičnost za čovjeka putem vazduha i toksičnost za čovjeka putem zemljišta. Ove kategorije su analizirane samo kroz količine emisija polutanata u različitim scenarijima, a ne i kroz analizu uticaja i posljedica koje pojedini polutanti ostavljaju na ljudsko zdravlje. Dakle, analizirani su samo ekološki, a ne i medicinski aspekti kategorija uticaja.

Kategorije uticaja mogu imati pozitivne vrijednosti i negativne vrijednosti. Pozitivne vrijednosti kategorija uticaja jesu pokazatelj negativnog uticaja na životnu sredinu, i što su vrijednosti veće, to predstavlja veće opterećenje za životnu sredinu. Negativne vrijednosti kategorija uticaja predstavljaju minimizaciju odnosno manje negativnih uticaja na životnu sredinu, a što su veće negativne vrijednosti, to se bolje odražava na očuvanje životne sredine. Drugim riječima, poželjni su modelovani scenariji upravljanja otpadom koji imaju negativne vrijednosti kategorija uticaja.

4.3.1. Globalno zagrijavanje – GW

U tabeli 4.15. prikazane su vrijednosti za globalno zagrijavanje (GW) za modelovane scenarije upravljanja otpadom. U scenarijima 1 i 2 GW su imale pozitivne vrijednosti, odnosno negativan uticaj, dok su u scenarijima 3–7 vrijednosti GW bile negativne, odnosno imale su manje negativnih uticaja na životnu sredinu.

Tabela 4.15. Vrijednosti GW za modelovane scenarije upravljanja otpadom (PE)

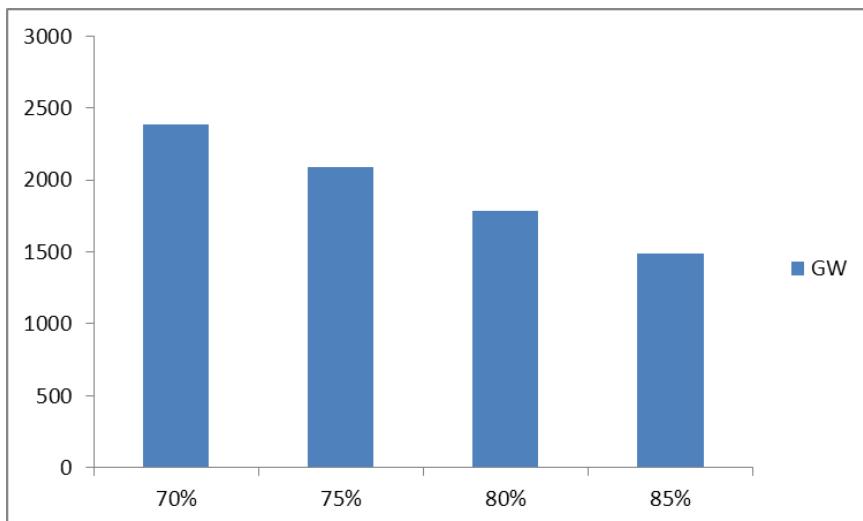
| Scenario | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|----------|------|------|--------|-------|-------|-------|-------|
| GW | 6588 | 2386 | -572.3 | -4896 | -1415 | -5336 | -2080 |

U scenarijima 1 i 2, gdje se otpad odlagao na neuređenu deponiju, odnosno kada se otpad odlagao na sanitarnu deponiju, a gas se tretirao na baklji, imamo pozitivne vrijednosti GW. U drugim scenarijima, gdje se otpad iskorišćavao za dobijanje energije ili novih proizvoda putem reciklaže, imamo korist za životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja.

Najveći negativan uticaj na GW je u scenariju 1, gdje se deponijski gas, odnosno metan iz deponijskog gasa, ispušta direktno u atmosferu. Laurent et al. (2014), procjenom uticaja upravljanja otpadom u Irkutsk regionu u Sibiru u Rusiji, došli su do zaključka da je deponija komunalnog otpada važan činilac u GW zbog emisije deponijskih gasova. U deponijskom gasu je još prisutan i CO₂, ali sa grafika 4.10. može se vidjeti da CO₂ ima negativne vrijednosti i ne doprinosi GW. Ovaj ugljenik je biogeni ugljenik koji je sadržan u organskom otpadu, ne učestvuje u GW i smatra se neutralnim jer potiče iz organske materije koja je stvorena procesom fotosinteze iz CO₂ (Dong et al., 2014). Scenario 2 ima daleko manji GW potencijal od S1, jer je u ovom scenariju predviđeno da se 70% deponijskog gasa sakupi i tretira na baklji, tj. smanjena je emisija CH₄ u atmosferu u odnosu na S1. Scenario 3 u odnosu na prethodna dva scenarija ima negativnu vrijednost GW. Iako je i u ovom scenariju tretman otpada odlaganje otpada na deponiju, koristi za životnu sredinu se postižu iskorišćavanjem deponijskog gasa za dobijanje energije (toplote i električne energije). Drugim riječima, iskorišćavanjem otpada za dobijanje energije ispušta se daleko manje gasova koji učestvuju u GW, koji bi se dobili uobičajenim načinom, iz fosilnih goriva, za istu količinu produkovane energije.

Na grafiku 4.8. prikazana je kategorija uticaja GW u scenariju 2 u zavisnosti od stepena sakupljanja deponijskog gasa. Sa ovog grafika se može vidjeti da je povećanje stepena sakupljanja deponijskog gasa uticalo na smanjivanje GW, odnosno povećanje stepena sakupljanja gasa sa 70% na 85% uticalo je na to da se vrijednost GW smanjila za oko 35%.

Analiza uticaja dužine sakupljanja deponijskog gasa u scenariju 2 prikazana je u tabeli 4.16. Povećanje dužine sakupljanja i tretmana deponijskog gasa sa 30 na 50 godina imalo je značajan uticaj na smanjivanje GW u iznosu od 18%. Međutim, produžavanje perioda sakupljanja sa 50 na 60 godina imalo je uticaj na smanjivanje GW u iznosu od svega 7%. Dakle, nema opravdanja sakupljati i tretirati gas nakon 50 godina (tabela 4.16).

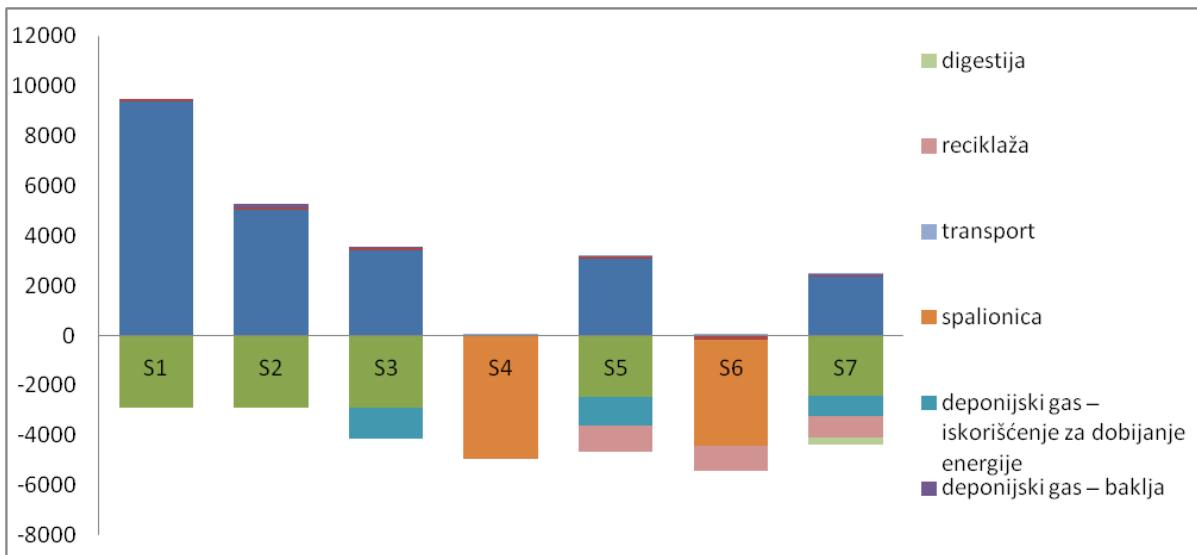


Grafik 4.8. Uticaj stepena sakupljanja deponijskog gasa na GW u scenariju 2

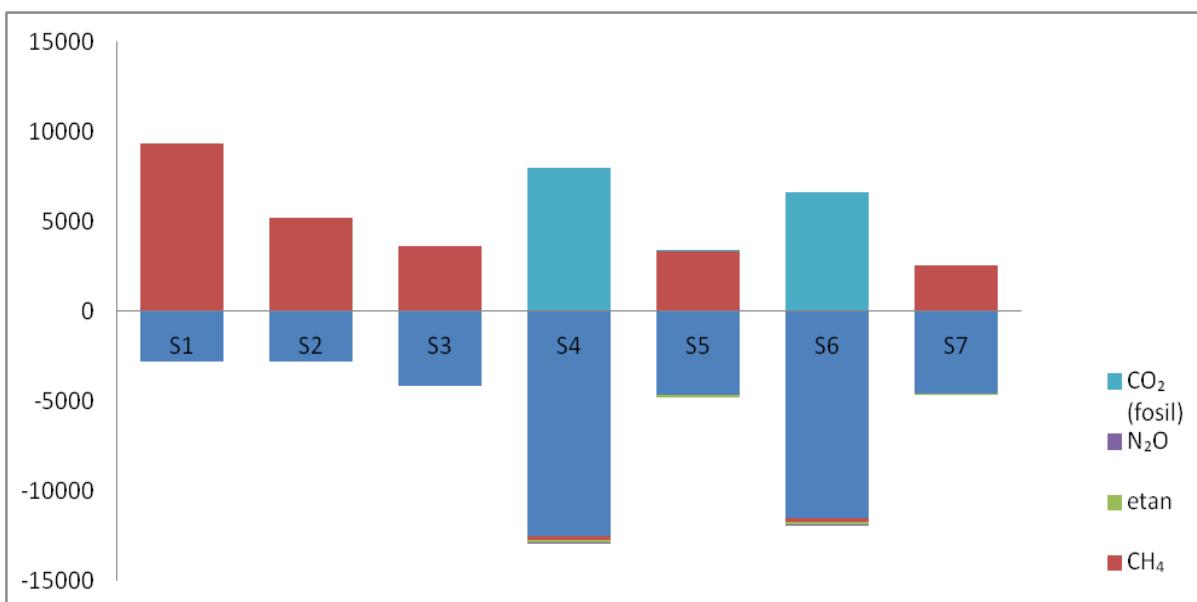
Tabela 4.16. Analiza uticaja dužine sakupljanja i tretmana gasa na baklji u scenariju 2 na kategoriju uticaja GW (PE)

| Vremenski period (god.) | 30 | 35 | 40 | 45 | 50 | 55 | 60 |
|-------------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| GW | 2386 | 2245 | 2131 | 2035 | 1951 | 1876 | 1808 |

U scenarijima 4 i 6, gdje se sav otpad spaljuje, odnosno 35% ambalažnog otpada reciklira, a ostatak spaljuje, imamo negativne vrijednosti GW, jer je daleko manje opterećenje za životnu sredinu u odnosu na ovu kategoriju uticaja u slučaju kada se otpad koristi za dobijanje energije i novih sirovina. Spaljivanjem otpada odnosno plastike nastaje CO₂ koji učestvuje u GW, kao i CO₂ koji nastaje sagorijevanjem fosilnih goriva u transportnim sredstvima i učestvuje u GW (grafik 4.9. i grafik 4.10). Ugljenik iz plastike i iz fosilnih goriva izvor je fosilnog CO₂, koji ima uticaj na GW, dok je biogeni C neutralan sa aspekta GW (Riber et al., 2008).



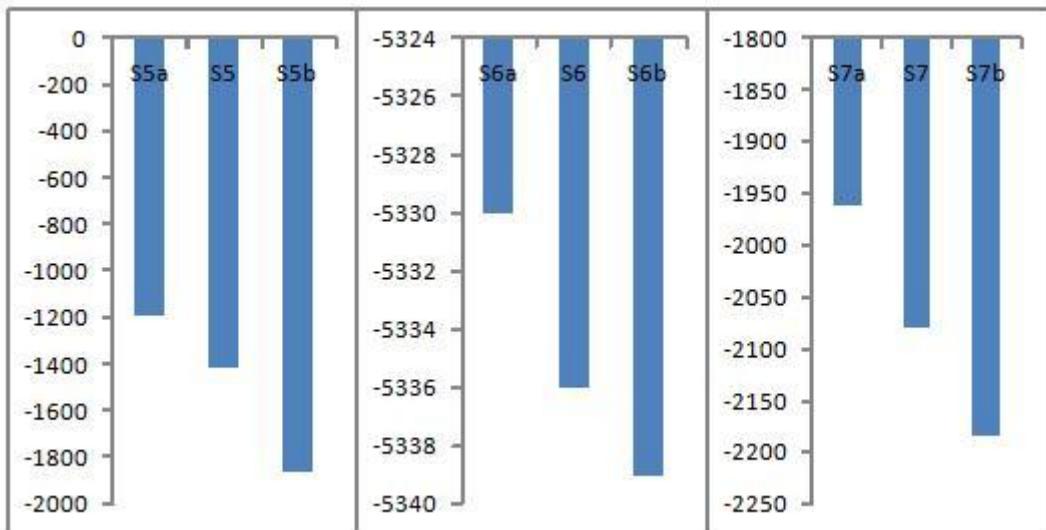
Grafik 4.9. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarijima upravljanja otpadom u GW (PE)



Grafik 4.10. Udio jedinjenja u GW u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

U scenarijima 5 i 7, gdje je još uvijek zastupljeno odlaganje otpada, emisija metana iz deponijskog gasa doprinosi GW, dok su negativne vrijednosti iz razloga dobijanja novih proizvoda reciklažom, odnosno proizvodnjom visoko vrijednog komposta koji se koristi u poljoprivredne svrhe.

Na grafiku 4.11. prikazana je analiza senzitiviteta za scenarije 5, 6 i 7, odnosno uticaj različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na GW.



Grafik 4.11. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja GW (PE)

U scenariju 5 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, u scenariju 5a modelovano je 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S5b 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S5, S5a i S5b), vrijednosti GW bile su negativne, odnosno bilo je manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja. Ako se posmatra scenario 5 u odnosu na scenario 5a, odnosno smanjivanjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% na 25%, vrijednosti GW su imale manje negativne vrijednosti (manje poželjan scenario), a sa druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% (S5) na 55% (S5b), GW je imala veće negativne vrijednosti. Scenario 5b je najpoželjniji scenario jer ima najmanji negativan uticaj na životnu sredinu.

Povećanjem odvojenog sakupljanja otpada, a potom razdvajanjem i reciklažom, štede se sirovine koje bi se ekspolatisale iz prirode, pa su koristi za kategoriju uticaja GW daleko veće ako se otpad koristi za dobijanje sirovina, a potom i novih proizvoda.

U scenariju 6 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada. Analiza senzitiviteta se primijenila na scenario 6, gdje je analiziran slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada u scenariju 6a, a u 6b u slučaju 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada spaljuje u spalionici sa pokretnom rešetkom. U svim modelovanim scenarijima (S6, S6a i S6b), vrijednosti GW su imale negativne vrijednosti, odnosno manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja. Vrijednosti GW su imale daleko veće

negativne vrijednosti (manje negativnih uticaja na životnu sredinu) u slučaju kada je najveći stepen odvojenog sakupljanja otpada (S6b), odnosno kada su manje količine otpada tretirane u spalionici; a manje negativne vrijednosti u scenariju 6a, kada je modelovan najmanji stepen odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira.

Minimizacija negativnog uticaja na životnu sredinu sa aspekta GW javlja se u slučajevima kada se izdvaja veća količina ambalažnog otpada. Daleko su veće emisije gasova koji doprinose GW ako bi se energija dobijala konvencionalnim načinom iz fosilnih goriva, nego spaljivanjem otpada.

U scenariju 7 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 35% organskog otpada, u S7a je modelovan scenario od 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada, a u S7b 35% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira, organski otpad anaerobnom digestijom pretvara u kompost, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S7, S7a i S7b), vrijednosti GW su bile negativne, odnosno pokazivale su manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja.

Smanjivanjem stepena odvajanja ambalažnog otpada u scenariju 7a u odnosu na scenario 7, vrijednosti GW su bile nešto manje negativne. S druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja organskog otpada u scenariju 7b u odnosu na scenario 7, vrijednosti GW su bile najnegativnije (požaljan scenario), odnosno manje je negativnih uticaja sa aspekta GW. Povećanjem stepena odvojenog sakupljanja i tretmana organskog otpada smanjuje se količina ovog otpada koji se odlaže na deponiji, a samim tim i generisanje CH_4 , koji je zaslužan za pozitivne vrijednosti GW.

4.3.2. Nastanak fotohemiskog ozona – POF

Formiranje fotohemiskog ozona (POF) vezano je za emisije CH_4 , CO i NMVOC. Pozitivne vrijednosti POF su zabilježene u scenarijima 1, 2, 3 i 5, a u scenarijima 4, 6 i 7 bile su negativne (manje negativnih uticaja na životnu sredinu) (tabela 4.17).

Pošto na kategoriju POF utiču CH_4 , CO i NMVOC, u tabeli 4.18. prikazane su vrijednosti ovih polutanata koje se izdvoje u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom. CH_4 se emituje u atmosferu u scenarijima u kojima je odlaganje otpada na deponiji glavni tretman otpada (S1, S2 i S3).

Tabela 4.17. Vrijednosti POF u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

| Scenario | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|----------|------|-----|-----|------|-----|------|-----|
| POF | 1562 | 884 | 605 | -138 | 114 | -557 | -13 |

U deponijskom gasu CH_4 je zastupljen sa 50%, a CO_2 sa 45% (Themelis i Ulloa, 2007). Poredeći scenarije 1, 2 i 3, odnosno scenarije u kojima je otpad deponovan, možemo uočiti da su se smanjivale vrijednosti POF, odnosno emisije CH_4 u atmosferu putem deponijskih gasova. Kao agrument ovoj činjenici stoji da u scenariju 1 nema sakupljanja deponijskih gasova i oni se direktno ispuštaju u atmosferu, dok je u scenarijima 2 i 3 stepen sakupljanja i tretmana deponijskog gasa iznosio 70%, odnosno 85%.

Tabela 4.18. Vrijednosti CH_4 , CO i NMVOC u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom

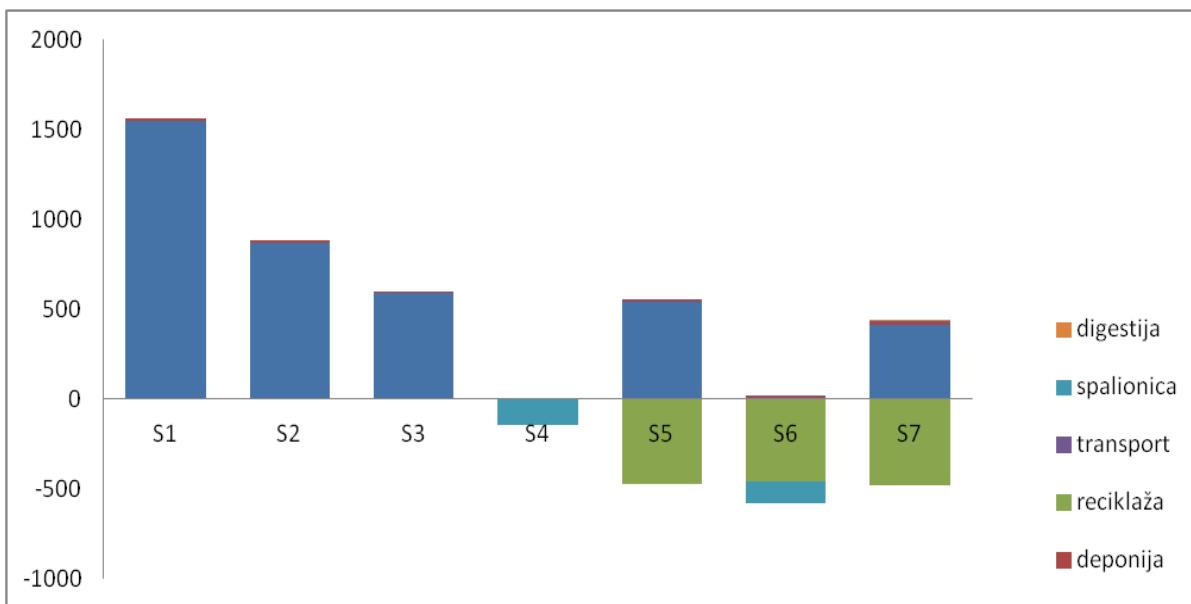
| Scenario | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|----------------------------|--------------------|-------------------|--------------------|------|--------------------|-----------------|--------------------|
| $\text{CH}_4 (\text{m}^3)$ | $5,072 \cdot 10^6$ | $2,71 \cdot 10^6$ | $1,837 \cdot 10^6$ | - | $1,662 \cdot 10^6$ | $78 \cdot 10^3$ | $1,264 \cdot 10^6$ |
| CO (kg) | 361 | 358 | 0 | 3300 | 260 | 2899 | 298 |
| NMVOC (kg) | 2 | 1,07 | 0,73 | - | 0,66 | 0,03 | 0,49 |

Najveća vrijednost POF je zabilježena u scenariju 1, odnosno kod neuređene deponije, zbog direktnog ispuštanja deponijskog gasa u atmosferu (grafik 4.12. i grafik 4.13).

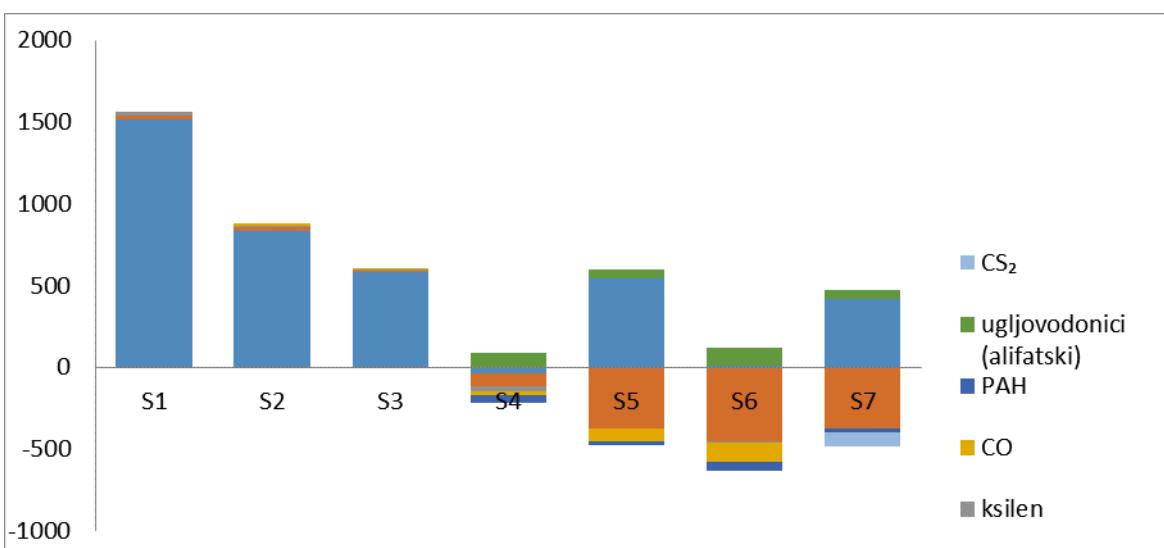
Procesi reciklaže i spaljivanja otpada imaju negativne vrijednosti POF iako se spaljivanjem izdvaja velika količina CO, ali zbog stvaranja novih proizvoda i dobijanja energije iz otpada, ostvaruju se uštede u eksploataciji novih sirovina i uštede u sagorijevanju fosilnih goriva, odnosno ostvaruje se manje negativnih uticaja na životnu sredinu.

U scenarijima 6 i 7 zbog procesa reciklaže i spaljivanja, odnosno tretmana organskog otpada, vrijednosti POF su bile negativne.

Na grafiku 4.14. prikazana je analiza senzitiviteta za scenarije 5, 6 i 7, odnosno uticaj različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na POF.



Grafik 4.12. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u POF
(PE)

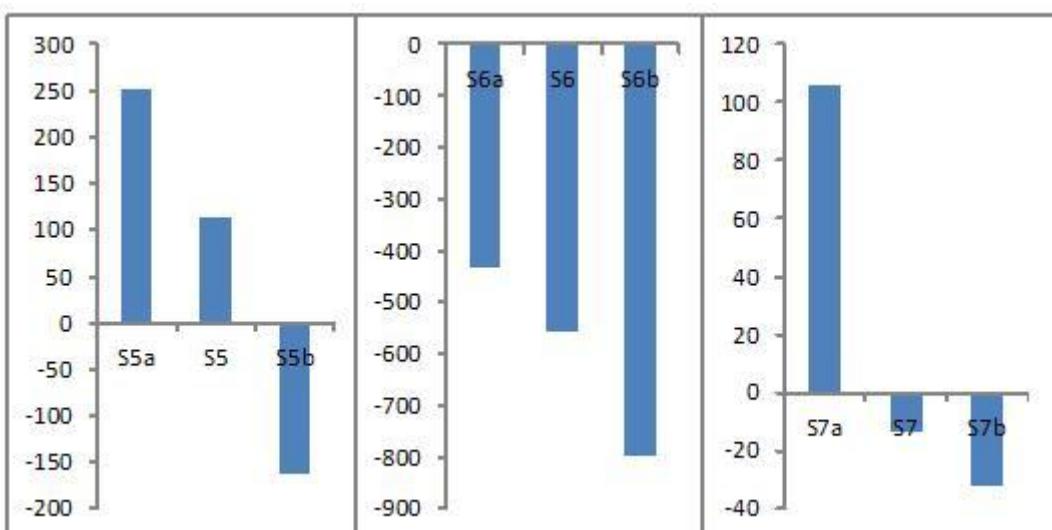


Grafik 4.13. Udio jedinjenja u POF u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom
(PE)

U scenariju 5 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, u S5a modelovan je stepen od 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S5b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. Sa grafika 4.14 može se vidjeti da su vrijednosti POF imale pozitivne vrijednosti u S5 i S5a, dok je u S5b POF imala negativne vrijednosti. POF je imala pozitivne vrijednosti u slučaju odvojenog sakupljanja 25% i 35% ambalažnog otpada, dok je u slučaju odvojenog sakupljanja 55% ambalaže i

reciklaže POF imala negativne vrijednosti (najmanje negativnih uticaja na životnu sredinu).

Povećenjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada smanjivale su se vrijednosti POF (S5a i S5), da bi u scenariju 5b POF dostigla negativne vrijednosti. Povećanjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada smanjuje se količina otpada koji se odlaže, odnosno smanjuje se i količina generisanog deponijskog gasa koji je zaslužan za pozitivne vrijednosti POF (grafik 4.14). Procesi reciklaže i stvaranja novih proizvoda iz otpada imaju negativne vrijednosti POF, jer se reciklažom ostvaruju uštede u eksploataciji novih sirovina, utičući na negativne vrijednosti POF.



Grafik 4.14. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja POF (PE)

U scenariju 6 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, a analizom senzitiviteta analiziran je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada u scenariju 6a, a u S6b u slučaju 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada spaljuje u spalionici sa pokretnom rešetkom. U svim modelovanim scenarijima (S6, S6a i S6b), vrijednosti POF su bile negativne. Vrijednosti POF su imale daleko negativnije vrijednosti, odnosno najmanji negativan uticaj u životnu sredinu u slučaju kada je najveći stepen odvojenog sakupljanja otpada (S6b), odnosno kada su manje količine otpada tretirane u spalionici. Manje negativne vrijednosti POF su u scenariju 6a, kada je modelovan daleko najmanji stepen odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira.

Minimizacija negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja javljala se u slučajevima kada se veći dio ambalažnog otpada reciklirao. Povećanjem odvojenog sakupljanja otpada i daljom reciklažom štede se sirovine koje bi se eksplorativale iz prirode, pa su stoga koristi sa aspekta POF daleko veće ako se ambalažni otpad koristi kao sirovina za dobijanje novih proizvoda.

U scenariju 7 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 35% organskog otpada, u S7a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada, a u S7b slučaj 35% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira, organski otpad anaerobnom digestijom pretvara u kompost, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. Vrijednosti POF su bile pozitivne (opterećenje za životnu sredinu) u scenariju 7a, a u scenarijima 7 i 7b POF je imala negativne vrijednosti, odnosno manje negativnih uticaja na životnu sredinu.

Smanjivanjem stepena odvajanja ambalažnog otpada u scenariju 7a u odnosu na S7, vrijednosti POF su bile pozitivne, odnosno postojalo je opterećenje za životnu sredinu, dok su, sa druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja organskog otpada u scenariju 7b u odnosu na S7 vrijednosti POF imale veće negativne vrijednosti. Povećanjem stepena odvojenog sakupljanja i tretmana organskog otpada smanjuje se količina ovog otpada koji se odlaže na deponiji, a samim tim i generisanje CH_4 , koji ima veliki uticaj na POF. Povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i organskog otpada ostvaruje se manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta POF.

4.3.3. Acidifikacija – AC

Jedinjenja koja utiču na acidifikaciju (AC) jesu: NH_3 , H_2S , HCl , NO_x i SO_2 . U tabeli 4.19. predstavljeni su rezultati AC za modelovane scenarije upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji.

Tabela 4.19. Vrijednosti AC u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|----|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|
| AC | 48,26 | 188,8 | -169,7 | -2485 | -1139 | -2966 | -1095 |

Iz prethodne tabele možemo uočiti da je AC imala pozitivne vrijednosti (opterećenje za životnu sredinu) u scenarijima 1 i 2, tj. u slučajevima kada se otpad odlagao na neuređenu deponiju (bez sakupljanja i tretmana deponijskog gasa) i na sanitarnu deponiju sa spaljivanjem gasa na baklji. U ostalim scenarijima, gdje se otpad odlagao na deponiju sa iskorišćavanjem gasa za dobijanje toplotne i električne energije, te u scenarijima sa spaljivanjem i procesima reciklaže otpada, vrijednosti AC su bile negativne, odnosno ovi procesi imaju manje negativnih uticaja na životnu sredinu.

Kao što se može vidjeti sa grafika 4.15. i 4.16, procesi koji imaju negativan uticaj na životnu sredinu, odnosno opterećenje za životnu sredinu sa aspekta AC, jesu deponija, odnosno procjedne deponijske vode, dok su procesi koji su zaslužni za negativne vrijednosti AC za životnu sredinu sljedeći: reciklaža, iskorišćavanje deponijskog gasa za dobijanje toplotne i električne energije te spaljivanje i digestija.

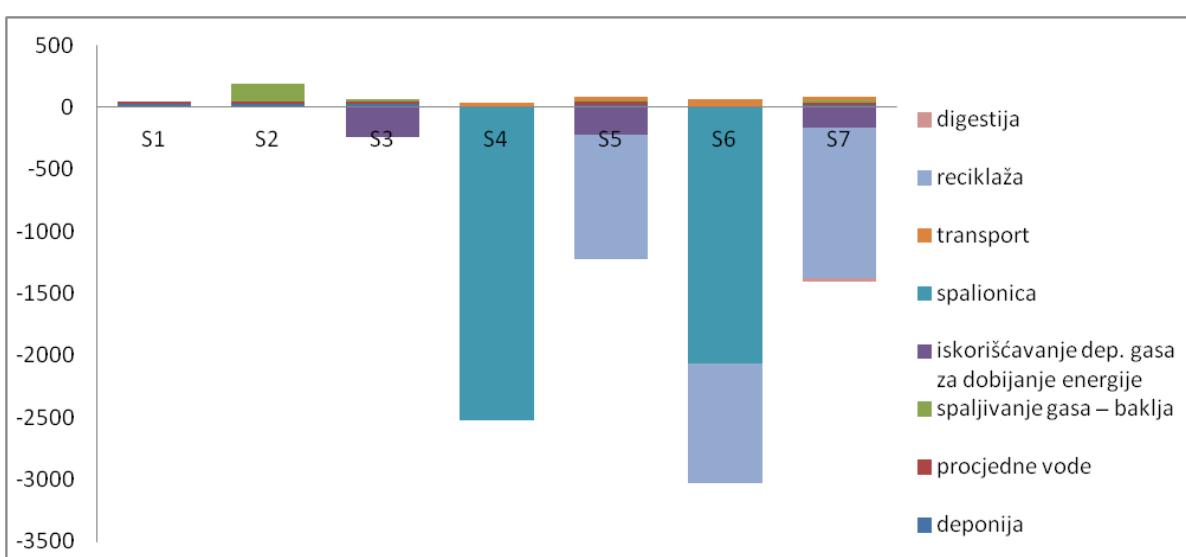
Poredeći scenarije 1 i 2, možemo uočiti jednu "nelogičnost" – da je vrijednost AC u S1 iznosila 48,26 PE, a u scenariju 2 188,8 PE. Količine NH₃, H₂S, HCl, NOx i SO₂ u scenarijima 1 i 2 prikazane su u tabeli 4.20. Procesima tretmana deponijskog gasa na baklji izdvaja se daleko veća količina SO₂ i NOx, koji su zaslužni za povećanje vrijednosti AC u scenariju 2, što se može vidjeti sa slike 4.16.

Stevanović Čarapina i dr. (2011a), primjenom LCA odnosno softvera IWM, došli su do rezultata da se sanitarnim odlaganjem otpada smanjuje emisija NOx, H₂S i hlorovanih ugljovodonika.

Tabela 4.20. Količine polutanata u scenarijima 1 i 2 (kg)

| Polutant | Scenario | Izgadnja i rukovanje deponijom | Deponijski gas sa površine deponije | Spaljivanje na baklji | Procjedne vode | Ukupno |
|------------------|----------|--------------------------------|-------------------------------------|-----------------------|----------------|--------|
| NH ₃ | S1 | 2,12 | - | - | 1,58 | 3,70 |
| | S2 | 2,12 | - | - | 1,58 | 3,70 |
| HCl | S1 | 10,9 | - | - | 10,96 | 21,05 |
| | S2 | 10,09 | - | 0,79 | 10,96 | 21,84 |
| H ₂ S | S1 | 0,21 | 0,37 | - | 0,17 | 0,75 |
| | S2 | 0,21 | 0,01 | 0,20 | 0,17 | 0,59 |
| SO ₂ | S1 | 587,3 | - | - | 649,4 | 1236,7 |
| | S2 | 587,3 | - | 5386 | 649,4 | 6622,7 |
| NOx | S1 | 1120 | - | - | 849 | 1969 |
| | S2 | 1120 | | 3307 | 849 | 5276 |

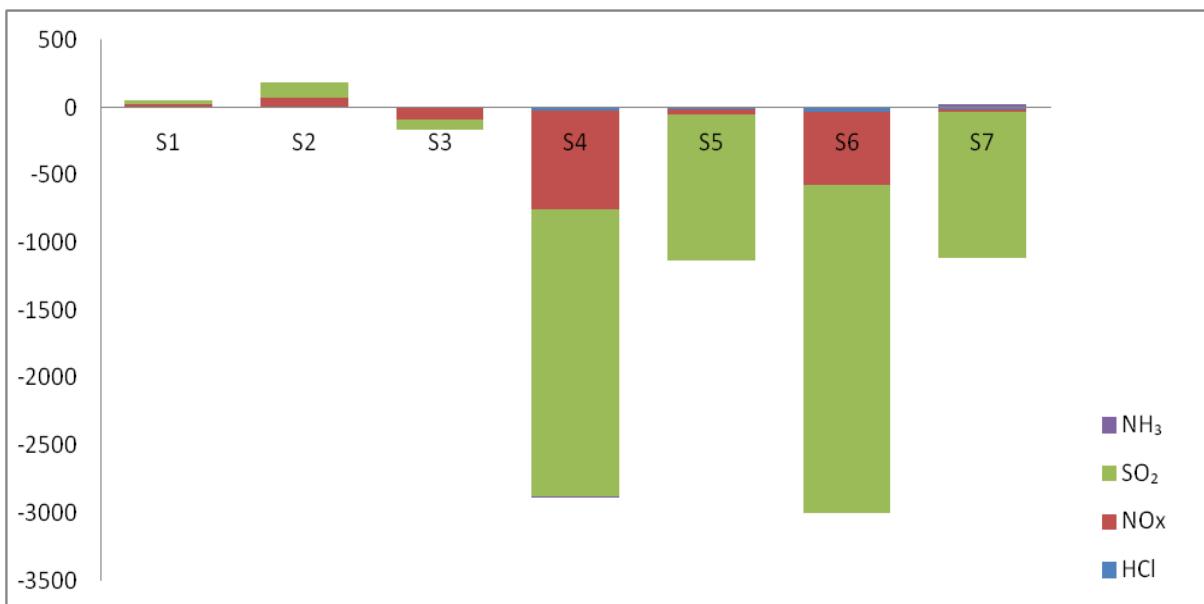
Manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja ima u slučajevima kada se otpad koristi za dobijanje energije i novih sirovina putem reciklaže. Naime, daleko su veće emisije gasova koji doprinose AC ako bi se energija dobijala konvencionalnim načinom, iz fosilnih goriva, a reciklažom se štede sirovine koje bi se eksplorataisale iz prirode, pa su koristi za AC daleko veće ako se otpad koristi za dobijanje sirovina, a potom novih proizvoda. Zhao et al. (2011) navode da se spaljivanjem miješanog komunalnog otpada ostvaruje manje negativnih uticaja sa aspekta AC i NE zbog smanjivanja emisija SO_2 , NOx i HCl , kao rezultat zamjene energije koja se generiše iz uglja i drugih energetika.



Grafik 4.15. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u AC (PE)

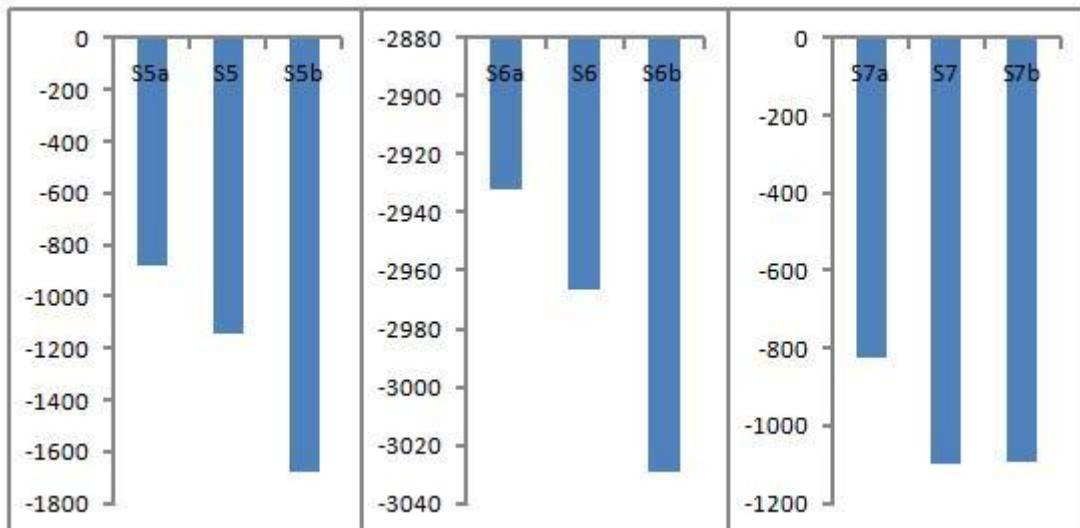
Na grafiku 4.17. prikazana je analiza senzitiviteta za scenarije 5, 6 i 7, odnosno uticaj različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na AC.

U scenariju 5 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, u S5a modelovano je 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S5b 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S5, S5a i S5b), vrijednosti AC su bile negativne, odnosno postojala je minimizacija opterećenja za životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja.



Grafik 4.16. Udio jedinjenja u AC u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Posmatrajući S5 u odnosu na S5a, odnosno smanjivanjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% na 25%, vrijednosti AC su bile manje negativne. S druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% (S5) na 55% (S5b), AC je imala veće negativne vrijednosti, odnosno manje negativnih uticaja.



Grafik 4.17. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja AC (PE)

Povećanjem odvojenog sakupljanja otpada, a potom razdvajanjem i reciklažom, štede se sirovine koje bi se eksplorativale iz prirode, pa su koristi za kategoriju uticaja AC daleko veće ako se otpad koristi za dobijanje sirovina, a potom novih proizvoda.

U scenariju 6 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada. Analizom senzitiviteta u scenariju 6a analiziran je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S6b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada spaljuje u spalionici s pokretnom rešetkom. U svim modelovanim scenarijima (S6, S6a i S6b), vrijednosti AC su bile negativne. Vrijednosti AC su bile daleko više negativne, odnosno postojao je manji negativan uticaj na životnu sredinu u slučaju kada je realizovan najveći stepen odvojenog sakupljanja otpada (S6b), odnosno kada su manje količine otpada tretirane u spalionici; a u scenariju 6a bile su manje negativne vrijednosti AC, kada je modelovan daleko najmanji stepen odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira.

Manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja bilo je u slučajevima kada se manji dio otpada spaljivaо odnosno koristio za dobijanje energije. Naime, daleko su veće emisije gasova koji doprinose AC ako bi se energija dobijala konvencionalnim načinom, iz fosilnih goriva, nego spaljivanjem otpada. Povećanjem odvojenog sakupljanja otpada i daljom reciklažom smanjuje se pritisak na iscrpljivanje sirovina koje bi se eksplorativale iz prirode, pa su stoga koristi sa aspekta POF daleko veće ako se ambalažni otpad koristi kao sirovina za dobijanje novih proizvoda.

U scenariju 7 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 35% organskog otpada, u S7a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada, a u S7b slučaj 35% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira, organski otpad anaerobnom digestijom pretvara u kompost, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S7, S7a i S7b), AC je imale negativne vrijednosti.

Smanjivanjem stepena odvajanja ambalažnog otpada u scenariju 7a u odnosu na scenario 7, vrijednosti AC su bile manje negativne, odnosno scenario 7 ima manje negativnih uticaja na AC. S druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja organskog otpada u scenariju 7b u odnosu na S7, vrijednosti AC su bile skoro identične. Sa grafika 4.15. može se vidjeti da je beznačajan uticaj anaerobne digestije na kategoriju uticaja AC, pa ova činjenica ide u prilog tome što su vrijednosti AC u S7 i S7b bile identične. Povećenje stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a potom i reciklaže, povoljno se odražava na zaštitu životne sredine.

4.3.4. Obogaćivanje hranljivim materijama – NE

Jedinjenja azota i fosfora imaju najveći uticaj na obogaćivanje hranljivim materijama (NE). U tabeli 4.21. prikazani su rezultati NE za modelovane scenarije upravljanja otpadom.

Iz tabele se može uočiti da su pozitivne vrijednosti zabilježene u scenarijima 1, 2, 3, 5 i 7, dok su vrijednosti NE bile negativne (korist za životnu sredinu) u scenarijima 4 i 6 (grafik 4.18. i grafik 4.19).

Jedinični procesi iskorišćavanja deponijskog gasa za dobijanje energije, spaljivanja otpada i reciklaže otpada uticali su na negativne vrijednosti, dok su procesi deponovanja i digestije imali pozitivan uticaj na NE. Iz grafika 4.18. lako se može uočiti da su procjedne deponijske vode dominantan proces koji doprinosi pozitivnim vrijednostima NE. Naime, procjedne deponijske vode su najveći izvor amonijum jona ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$), koji uzrokuju obogaćivanje hranljivim materijama u životnoj sredini (Dong et al., 2014).

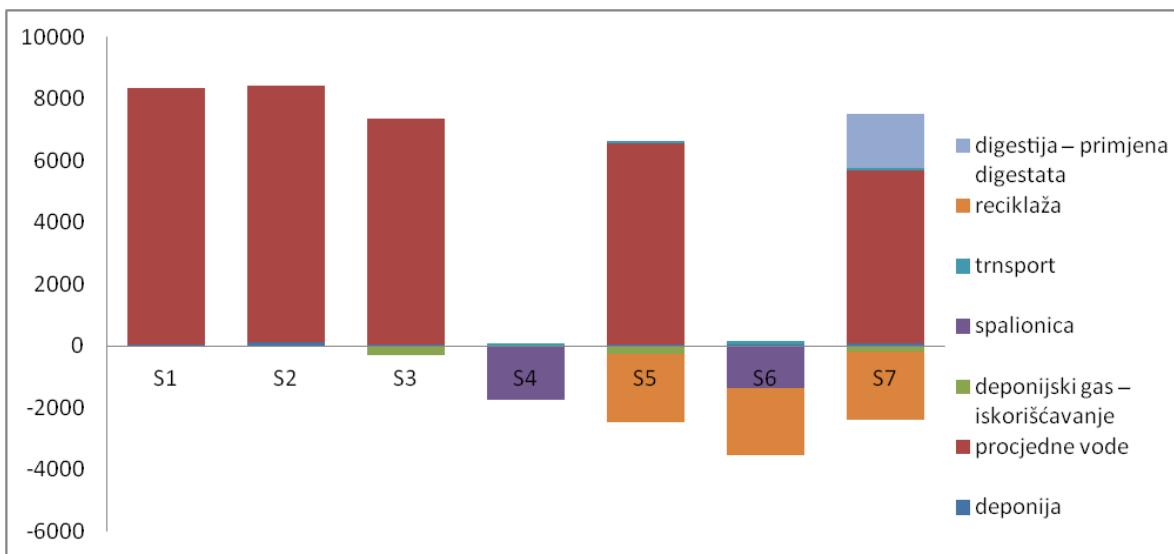
Tabela 4.21. Vrijednosti NE u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

| Scenario | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|----------|------|------|------|-------|------|-------|------|
| NE | 8338 | 8435 | 7081 | -1664 | 4103 | -3342 | 5159 |

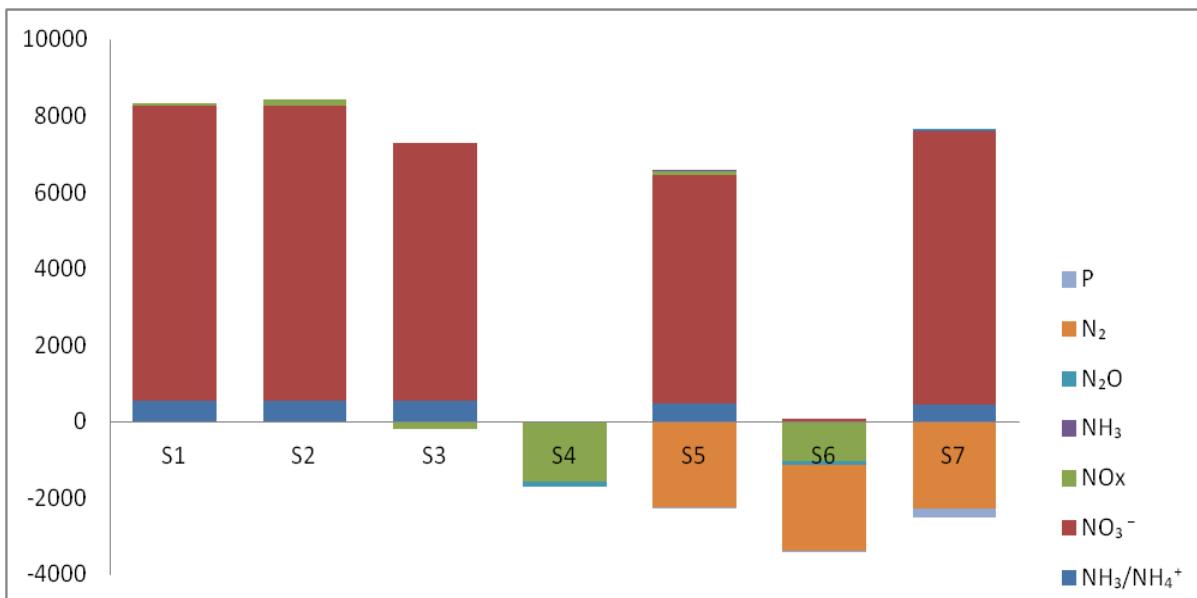
Sa grafika 4.19. može se vidjeti da je najveći negativan uticaj (pozitivne vrijednosti) na NE od strane nitrata (NO_3^-) i amonijum jona ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$). U scenarijima 5 i 7, u kojima je primijenjeno odvojeno sakupljanje otpada te reciklaža, odnosno tretman organskog otpada, smanjena je ova kategorija uticaja u odnosu na scenarije 1, 2 i 3.

U scenarijima 4 i 6, u kojima se otpad spaljivaodnosno reciklirao, a ostatak spaljivao, imamo negativne vrijednosti NE, jer se otpad u ovim scenarijima transformiše za dobijanje električne i topotne energije, odnosno novih sirovina, čime se ostvaruju uštede u eksplotaciji novih sirovina i manje negativnih uticaja na životnu sredinu.

Na grafiku 4.20. prikazana je analiza senzitiviteta za scenarije 5, 6 i 7, odnosno uticaj različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na NE.



Grafik 4.18. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u NE (PE)



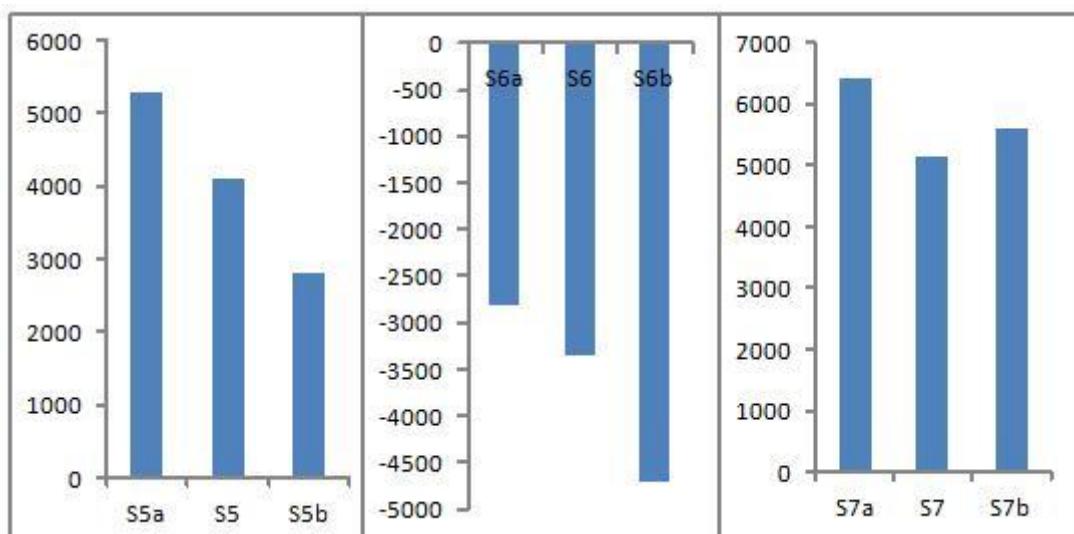
Grafik 4.19. Udio jedinjenja u NE u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

U scenariju 5 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, u S5a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S5b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S5, S5a i S5b), vrijednosti NE bile su pozitivne vrijednosti, odnosno postojalo je opterećenje za životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja. Posmatrajući S5 u odnosu na S5a, odnosno smanjivanjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% na 25%, uočava se da su vrijednosti NE bile više, odnosno postojalo je veće opterećenje za

životnu sredinu, a s druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% (S5) na 55% (S5b), vrijednosti NE su bile niže, odnosno bilo je manje opterećenje za životnu sredinu.

Povećanjem odvojenog sakupljanja otpada, a potom razdvajanjem i reciklažom, štede se sirovine koje bi se eksplorativale iz prirode, pa su koristi za kategoriju uticaja NE daleko veće. Smanjivanjem količine otpada koji se deponuje utiče se na smanjivanje količine generisanih procjednih voda, što ima povoljan uticaj na NE.

U scenariju 6 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, a analizom senzitiviteta u scenariju 6a analiziran je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S6b 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada spaljuje u spalionici s pokretnom rešetkom. U sva tri ova scenarija, vrijednosti NE bile su negativne. Vrijednosti NE su bile daleko više negativne, odnosno bilo je manje negativnih uticaja na životnu sredinu u slučaju kada je postojao najveći stepen odvojenog sakupljanja otpada (scenario 6b), odnosno kada su manje količine otpada tretirane u spalionici. U scenariju 6a, kada je modelovan daleko najmanji stepen odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada spaljuje, vrijednosti NE su bile najmanje negativne.



Grafik 4.20. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja NE (PE)

Minimizacija negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja bila je u slučajevima kada se veći dio otpada reciklirao, a manji koristio za dobijanje

energije. Naime, daleko su veće emisije jedinjenja koje doprinose NE ako bi se novi proizvodi dobijali eksploatacijom prorodnih resursa, a veće uštede u slučaju iskorišćavanja otpada za dobijanje novih proizvoda.

U scenariju 7 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 35% organskog otpada, u S7a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada, a u S7b slučaj 35% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira, organski otpad anaerobnom digestijom pretvara u kompost, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. Vrijednosti NE u sva tri ova scenarija (S7, S7a i S7b) bile su pozitivne, odnosno postojalo je opterećenje za životnu sredinu.

Smanjivanjem stepena izdvajanja ambalažnog otpada u scenariju 7a u odnosu na scenario 7 povećavaju se vrijednosti NE, odnosno veće je opterećenje za životnu sredinu sa aspekta NE. Povećanjem odvojenog sakupljanja organskog otpada u scenariju 7b u odnosu na S7, vrijednosti NE su bile više (produkovan je veće opterećenje za životnu sredinu). Sa grafika 4.18. može se vidjeti da je značajan uticaj anaerobne digestije na kategoriju uticaja NE, pa ova činjenica ide u prilog tome što su vrijednosti NE bile više u modelovanom scenariju 7b u odnosu na S7.

4.3.5. Oštećenje stratosferskog ozona – SOD

U stratosferi, sadržaj ozona poremećen je zbog emisije halogenougljenika, odnosno freona (CFC, HCFC), halona i drugih dugoživećih gasova koji sadrže hlor i brom, a posljedica su ljudskih aktivnosti (Hauschild i Potting, 2005). U tabeli 4.22. prikazane su vrijednosti za SOD za modelovane scenarije upravljanja otpadom.

Tabela 4.22. Vrijednosti SOD u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|-----|-------|-------|------|-------|-------|------|-------|
| SOD | 0,036 | 0,026 | 0,02 | -4,38 | -2,32 | -5,3 | -2,39 |

Pozitivne vrijednosti SOD bile su u scenarijima 1, 2 i 3, dok su vrijednosti SOD bile negativne u preostalim scenarijima. Niskanen et al. (2009) objasnili su da se procesom izdvajanja deponijskog gasa sa površine izdvajaju CFC jedinjenja koja utiču na SOD. Manfredi and Christensen (2009), modelovanjem različitih scenarija odlaganja otpada na deponije, najveće vrijednosti SOD imali su u scenariju u kojem se otpad odlagao na

neuređenu deponiju, odnosno na deponiju na kojoj nije bilo sakupljanja ni tretmana deponijskog gasa i procjednih voda, dok su u drugim modelovanim scenarijima, kao što je deponija s bakljom, ili iskorišćavanjem gasa za dobijanje energije, vrijednosti SOD bile daleko niže.

U tabeli 4.23. prikazane su vrijednosti CFC jedinjenja koja se izdvoje u atmosferu sa površine deponije putem deponijskih gasova u scenarijima 1, 2 i 3.

Najveće emisije su sa neuređene deponije, odnosno u scenariju 1, dok se u druga dva scenarija, kada se deponijski gas tretira na baklji ili iskorišćava za dobijanje energije, vrijednosti emisije ovih jedinjenja daleko manje.

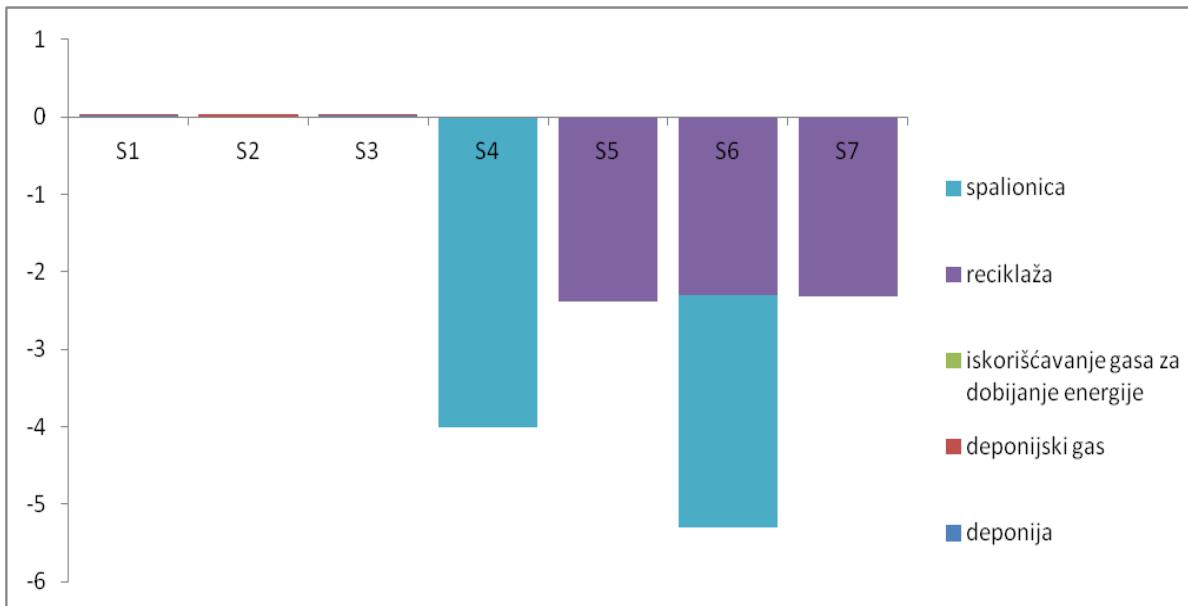
Proces deponovanja, odnosno deponijski gas zaslužan je za pozitivne vrijednosti SOD, dok su procesi iskorišćavanja otpada za dobijanje novih sirovina i iskorišćavanje otpada za dobijanje energije imali negativne vrijednosti SOD (grafik 4.21. i grafik 4.22).

Tabela 4.23. Količine CFC jedinjenja koja se putem deponijskog gasa izdvoje u atmosferu (kg) u scenarijima 1, 2 i 3

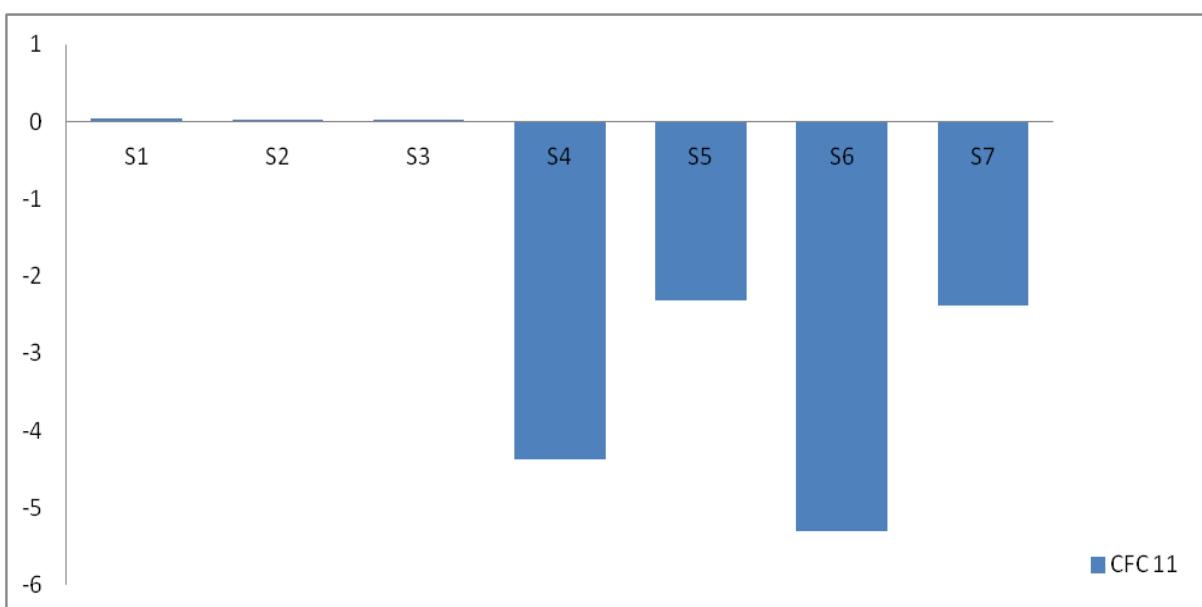
| | S1 | S2 | S3 |
|---------|-----------------------|---------------------|-----------------------|
| CFC 11 | 0,0007366 | 0,0003736 | 0,0003326 |
| CFC 114 | 0,001509 | 0,00142 | 0,001095 |
| CFC 12 | 0,0001584 | 0,0001487 | $7,15 \cdot 10^{-5}$ |
| CFC 13 | $9,944 \cdot 10^{-5}$ | $9,9 \cdot 10^{-5}$ | $4,489 \cdot 10^{-5}$ |

Na grafiku 4.23. prikazana je analiza senzitiviteta za scenarije 5, 6 i 7, odnosno uticaj različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na SOD.

U scenariju 5 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, u S5a modelovan je stepen od 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S5b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S5, S5a i S5b), vrijednosti SOD bile su negativne, odnosno bilo je manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja. Posmatrajući S5 u odnosu na S5a, odnosno smanjivanjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% na 25%, vrijednosti SOD su bile manje negativne. S druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% (S5) na 55% (S5b), SOD je imao veće negativne vrijednosti, odnosno manje negativnih uticaja u životnu sredinu.

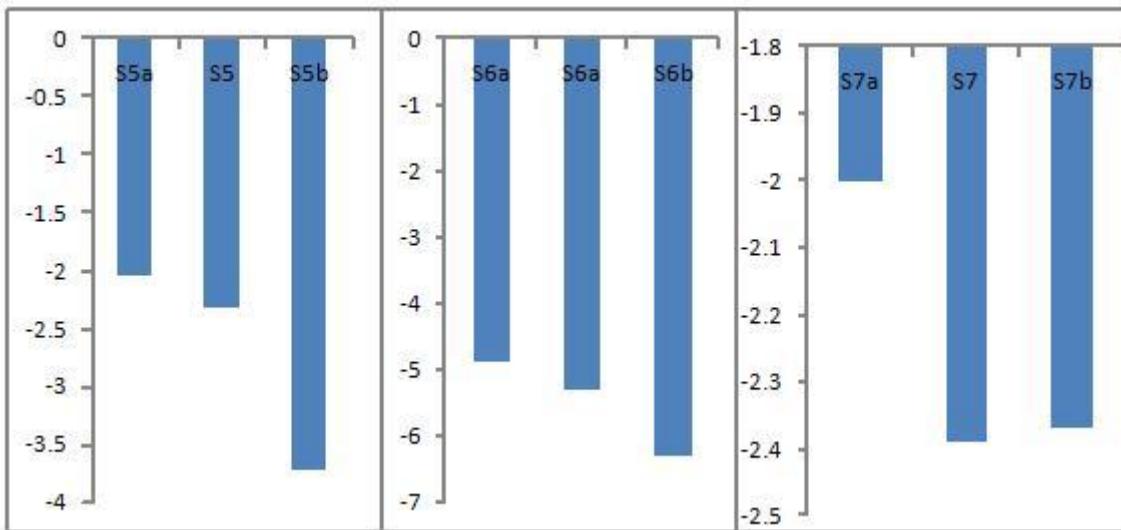


Grafik 4.21. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u SOD (PE)



Grafik 4.22. Udio jedinjenja u SOD u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Povećanjem odvojenog sakupljanja otpada, a potom razdvajanjem i reciklažom, štede se sirovine koje bi se eksploatisale iz prirode, pa su koristi za kategoriju uticaja SOD daleko veće ako se otpad koristi za dobijanje sirovina, a potom novih proizvoda.



Grafik 4.23. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja SOD

U scenariju 6 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, a analizom senzitiviteta u scenariju 6a analiziran je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, te u S6b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak spaljuje u spalionici s pokretnom rešetkom. U svim modelovanim scenarijima (S6, S6a i S6b), vrijednosti SOD su bile negativne, odnosno bilo je manje negativnih uticaja na životnu sredinu. Vrijednosti SOD su bile daleko više negativne (manje negativnih uticaja na životnu sredinu) u slučaju kada je modelovan najveći stepen odvojenog sakupljanja otpada (S6b), odnosno kada su manje količine otpada tretirane u spalionici. U scenariju 6a, kada je modelovan daleko najmanji stepen odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, vrijednosti SOD su bile najmanje negativne.

Manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja bilo je u slučajevima kada se veći dio otpada reciklirao, a manji dio koristio za dobijanje energije. Naime, daleko su veće emisije gasova koji doprinose SOD ako bi se energija dobijala konvencionalnim načinom, iz fosilnih goriva, nego spaljivanjem otpada. Manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta SOD ima ako se otpad koristi kao sirovina i za proizvodnju novih proizvoda, pri čemu se štede prirodni resursi.

U scenariju 7 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 35% organskog otpada, u S7a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada, a u S7b slučaj 35% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira,

organski otpad se anaerobnom digestijom pretvara u kompost, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. Vrijednosti SOD su u sva tri modelovana scenarija (S7, S7a i S7b) bile negativne.

Smanjivanjem stepena odvajanja ambalažnog otpada u scenariju 7a u odnosu na S7, vrijednosti SOD su bile manje negativne. Povećanjem odvojenog sakupljanja organskog otpada u scenariju 7b u odnosu na S7, vrijednosti SOD su bile nešto manje negativne. Povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i njegovom reciklažom postiže se manje negativnih uticaja sa aspekta SOD, dok povećanje odvojenog sakupljanja organskog otpada nije značajno uticalo na SOD. Procesi obrade organskog otpada u kompost anaerobnom digestijom nemaju uticaja na SOD (grafik 4.21).

4.3.6. Ekotoksičnost u zemljištu (hronična) – ETsc

Jedinjenja koja utiču na kategoriju ekotoksičnost u zemljištu – hronična (ETsc) jesu organska jedinjenja, metali, POP, pesticidi (Stranddorf et al., 2005). U tabeli 4.24. prikazane su vrijednosti za ETsc za modelovane scenarije upravljanja otpadom.

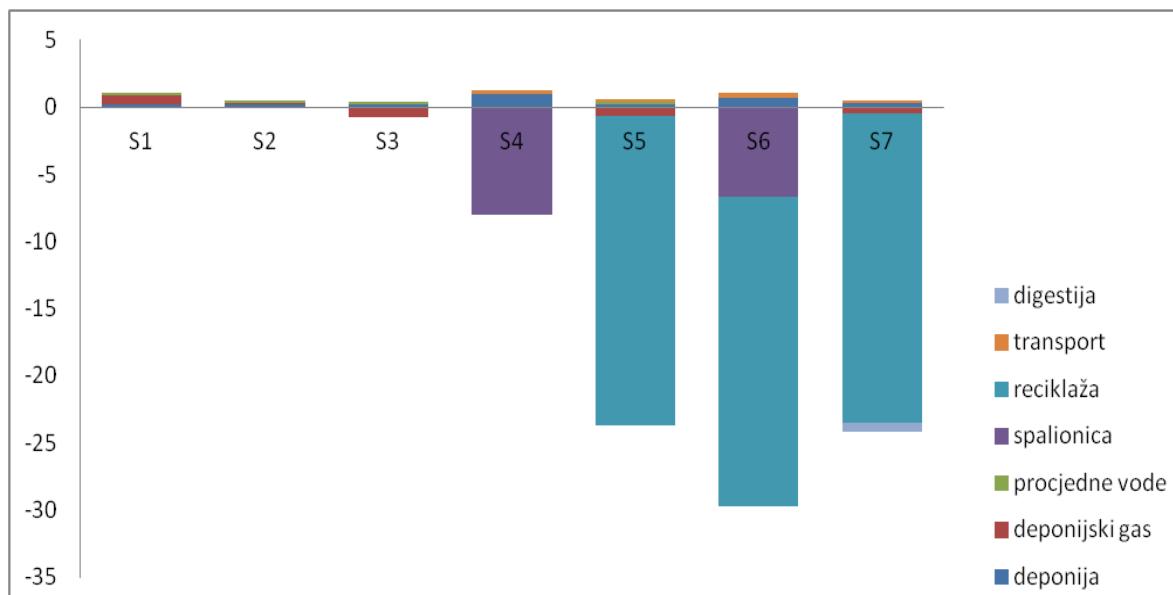
Tabela 4.24. Vrijednosti ETsc u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

| Scenario | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|----------|------|------|-------|-------|-------|-------|--------|
| ETsc | 1,08 | 0,83 | -0,35 | -6,86 | -23,2 | -28,6 | -23,29 |

Iz prikazane tabele vidi se da su u scenarijima 1 i 2 pozitivne vrijednosti ETsc, odnosno ovi modelovani scenariji upravljanja otpadom uzrokuju opterećenje za životnu sredinu, dok su u preostalim scenarijima upravljanja otpadom vrijednosti negativne, odnosno manje je negativnih uticaja na životnu sredinu. Jedinični procesi deponovanja odnosno deponijskog gasa zaslužni su za pozitivne vrijednosti ove kategorije uticaja. Jedinjenja benzen, ksilen, formaldehid iz deponijskog gasa talože se na površini zemljišta, utičući na pozitivne vrijednosti ETsc. Ako posmatramo scenarije 1 i 2, odnosno scenarije u kojim se svi deponijski gasovi direktno emituju u atmosferu, i scenario u kojem se 70% deponijskih gasova sakuplja i tretira, možemo uočiti da se vrijednost ETsc smanjuje (grafik 4.24. i grafik 4.25.).

Scenariji 4–7, u kojima se otpad iskorišćava za dobijanje energije, reciklažu i digestiju, vrijednosti ETsc bile su negativne, kao i u scenariju 3, u kojem se deponijski gas

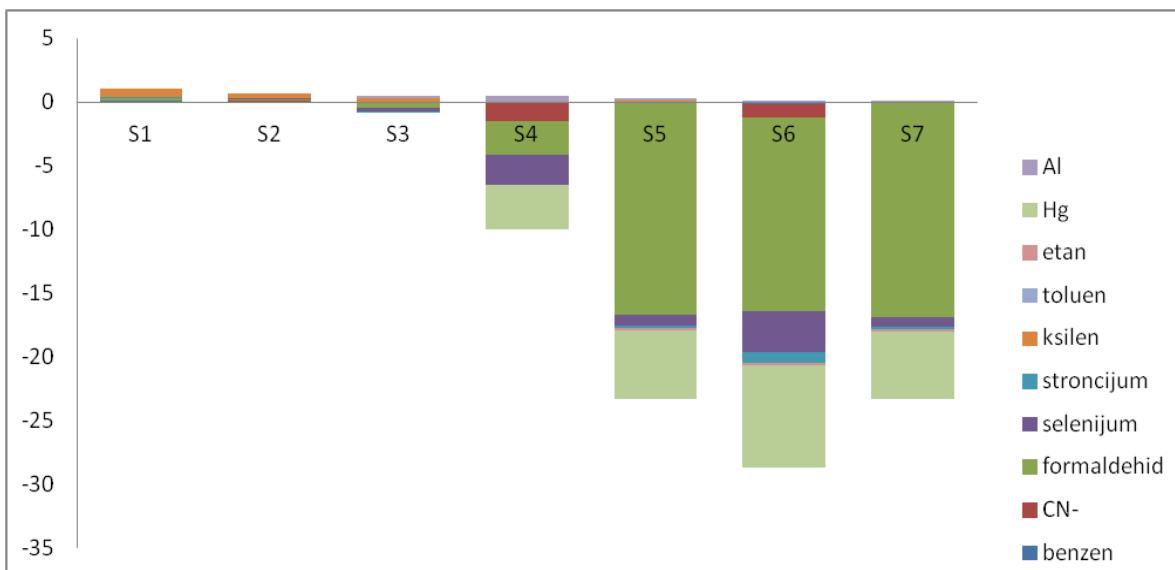
iskorišćava za dobijanje energije. Naime, daleko su veće emisije gasova koji doprinose ETsc ako bi se energija dobijala konvencionalnim načinom, iz fosilnih goriva, dok se reciklažom štede sirovine koje bi se eksplorativale iz prirode, pa su koristi za ETsc daleko veće ako se otpad koristi za dobijanje sirovina, a potom novih proizvoda.



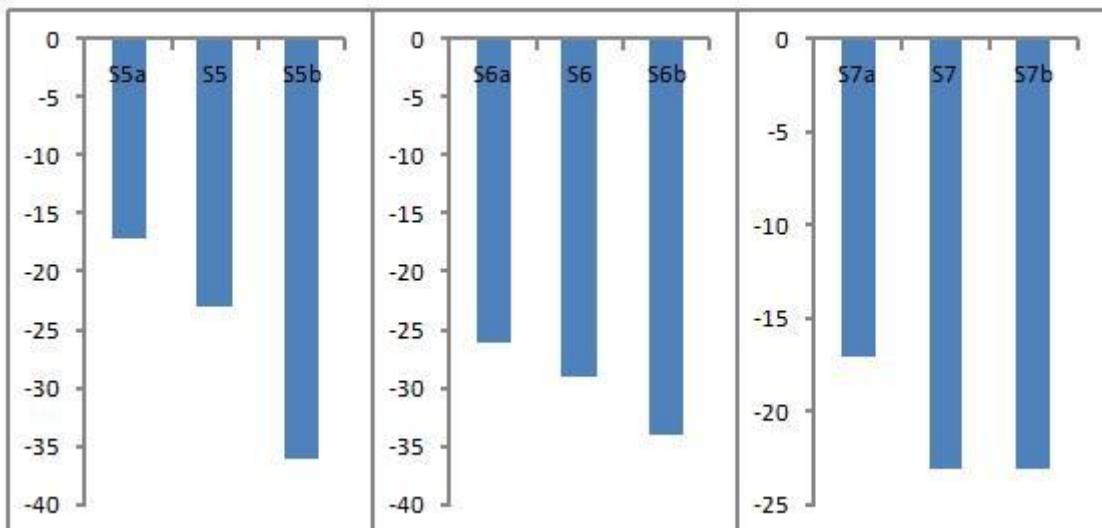
Grafik 4.24. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u ETsc (PE)

Na grafiku 4.26. prikazana je analiza senzitiviteta za scenarije 5, 6 i 7, odnosno uticaj različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na ETsc.

U scenariju 5 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, u S5a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S5b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S5, S5a i S5b), vrijednosti ETsc bile su negativne. Posmatrajući S5 u odnosu na S5a, odnosno smanjivanjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% na 25%, uočava se da su vrijednosti ETsc bile manje negativne. S druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% (S5) na 55% (S5b), ETsc je imala veće negativne vrijednosti, odnosno manje negativnih uticaja na životnu sredinu.



Grafik 4.25. Udio jedinjenja u ETsc u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)



Grafik 4.26. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja ETsc (PE)

Povećanjem odvojenog sakupljanja otpada, a potom razdvajanjem i reciklažom, štede se sirovine koje bi se eksplorativale iz prirode, pa su koristi za kategoriju uticaja ETsc daleko veće ako se otpad koristi za dobijanje sirovina, a potom novih proizvoda.

U scenariju 6 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, a analizom senzitiviteta u scenariju 6a posmatran je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, i u S6b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada spaljuje u spalionici s pokretnom rešetkom. U

sva tri modelovana scenarija upravljanja otpadom (S6, S6a i S6b), vrijednosti ETsc bile su negativne. Vrijednosti ETsc bile su daleko više negativne (manje negativnih uticaja na životnu sredinu) u slučaju kada je postojao najveći stepen odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada (scenario 6b), odnosno kada su manje količine otpada tretirane u spalionici.

Manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja bilo je u slučajevima kada se veći dio otpada reciklirao, odnosno koristio kao sirovina za nove proizvode, ostvarujući smanjenje pritiska na prirodne resurse.

U scenariju 7 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 35% organskog otpada, u S7a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada, a u S7b slučaj 35% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira, organski otpad anaerobnom digestijom pretvara u kompost, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U sva tri modelovana scenarija upravljanja otpadom (S7, S7a i S7b), vrijednosti ETsc bile su negativne.

Smanjivanjem stepena odvajanja ambalažnog otpada u scenariju 7a u odnosu na S7, vrijednosti ETsc postaju manje negativne. Povećanjem odvojenog sakupljanja organskog otpada u scenariju 7b u odnosu na scenario 7, vrijednosti ETsc su bile skoro identične, jer jedinični proces digestije nema značajan uticaj na ETsc (grafik 4.24). Povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i njegovom reciklažom postiže se manji negativan uticaj na životnu sredinu u smislu ETsc, dok povećanje odvojenog sakupljanja organskog otpada i obrade u kompost anaerobnom digestijom ne utiče značajno na ETsc.

4.3.7. Ekotoksičnost u vodi (hronična) – ETwc

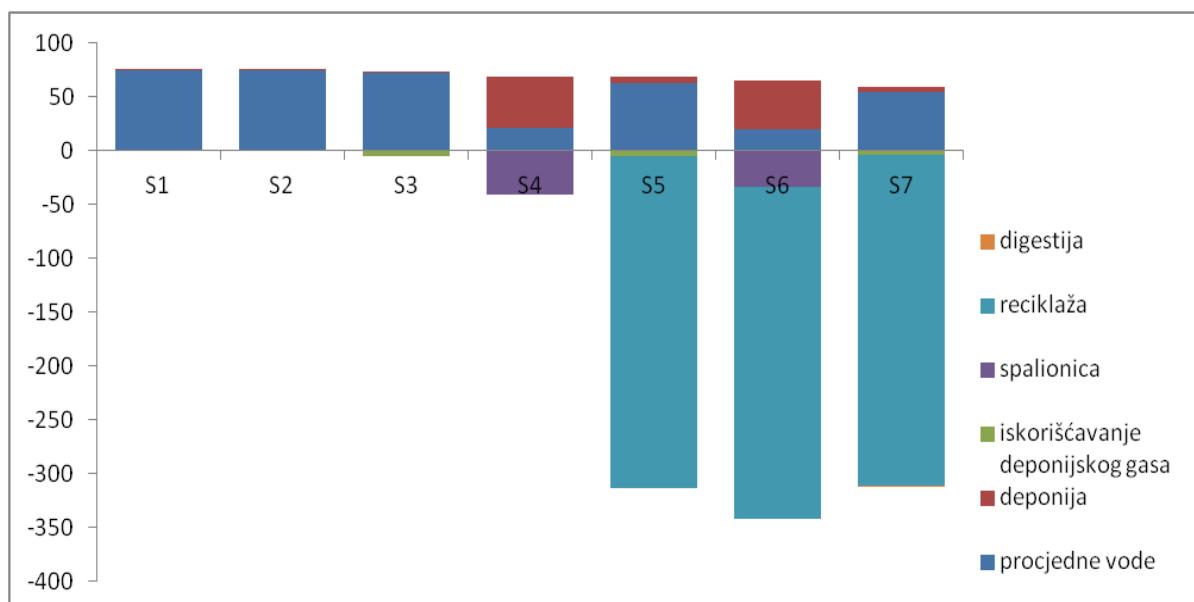
U tabeli 4.25. prikazane su vrijednosti za kategoriju ekotoksičnost u vodi – hronična (ETwc) za modelovane scenarije upravljanja otpadom. Emisije sa deponije odnosno gas, tretman gasa i procjedne vode jesu potencijalni izvor uticaja na životnu sredinu, odnosno na kategoriju ETwc, uključujući emisije prilikom transporta zemljišta i rukovanja specijalnim vozilima za odlaganje otpada (Niskanen et al., 2009; Manfredi i Christensen, 2009). Na kategoriju ETwc utiče emisija dioksina, PAH, Cu, Sr i Se iz spalionica otpada (Riber et al., 2008).

Tabela 4.25. Vrijednosti ETwc u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

| Scenario | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|----------|-------|------|-------|------|--------|---------|--------|
| ETwc | 76,12 | 76,1 | 67,54 | 28,4 | -241,2 | -276,96 | -247,7 |

Pozitivne vrijednosti ETwc zabilježene su u scenarijima 1, 2 i 3, odnosno u scenarijima gdje se otpad odlagao na deponiju, i u scenariju 4, gdje se otpad spaljivao, dok su u scenarijima 5, 6 i 7 vrijednosti ETwc bile negativne.

Dakle, na ovu kategoriju uticaja najveći uticaj ima jedinični proces deponovanja odnosno procjedne deponijske vode, kao i deponija pepela i šljake u scenarijima 4 i 6. Putem procjednih deponijskih voda, teški metali, fenoli i dioksini dospijavaju u površinske vode i zaslužni su za uticaj na ETwc (grafik 4.27. i grafik 4.28).



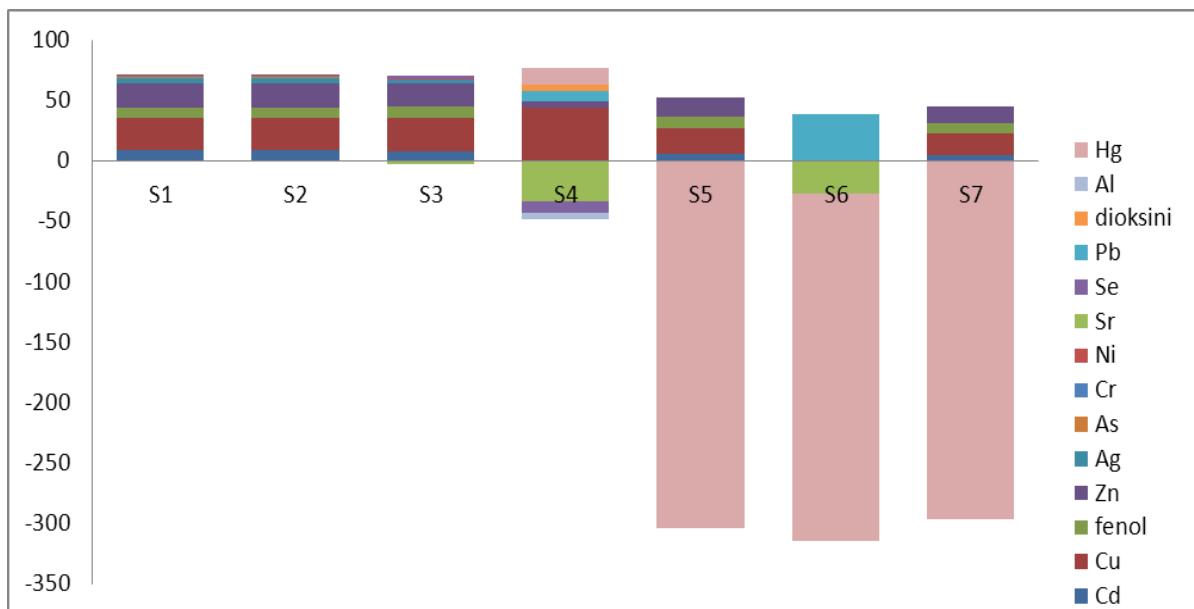
Grafik 4.27. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u ETwc

(PE)

Na grafiku 4.29. prikazana je analiza senzitiviteta za scenarije 5, 6 i 7, odnosno uticaj različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na ETwc.

U scenariju 5 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, u S5a modelovan je slučaj od 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S5b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S5, S5a i S5b), vrijednosti ETwc bile su negativne, odnosno bilo je manje negativnih

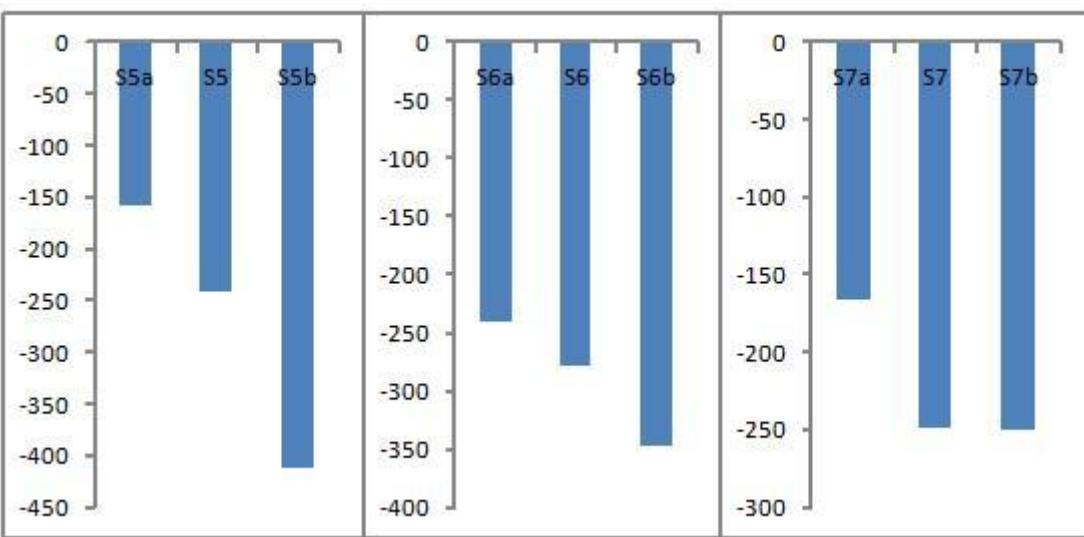
uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja. Posmatrajući S5 u odnosu na S5a, odnosno smanjivanjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% na 25%, uočava se da su vrijednosti ETwc bile manje negativne. S druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% (S5) na 55% (S5b), ETwc je imala veće negativne vrijednosti, odnosno bilo je manje negativnih uticaja na životnu sredinu.



Grafik 4.28. Udio jedinjenja u ETwc u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Povećanjem odvojenog sakupljanja otpada, a potom razdvajanjem i reciklažom, štede se sirovine koje bi se eksploataisale iz prirode, pa su koristi za kategoriju uticaja ETwc daleko veće ako se otpad koristi za dobijanje sirovina, a potom novih proizvoda.

U scenariju 6 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, a analizom senzitiviteta u scenariju 6a analiziran je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, te u S6b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada spaljuje u spalionici s pokretnom rešetkom. U svim modelovanim scenarijima (S6, S6a i S6b), vrijednosti ETwc bile su negativne. Vrijednosti ETwc bile su daleko više negativne (manje negativnih uticaja na životnu sredinu) u slučaju kada je postojao najveći stepen odvojenog sakupljanja otpada (scenario 6b), odnosno kada su manje količine otpada tretirane u spalionici. U scenariju 6a, kada je modelovan daleko najmanji stepen odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, vrijednosti ETwc su bile daleko manje negativne u poređenju sa S6 i S6b.



Grafik 4.29. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja ETwc (PE)

Manje negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja bilo je u slučajevima kada se veći dio otpada reciklirao, a manji dio koristio za dobijanje energije. Naime, daleko su veće emisije gasova koji doprinose ETwc ako bi se energija dobijala konvencionalnim načinom, iz fosilnih goriva, nego spaljivanjem otpada.

U scenariju 7 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 35% organskog otpada, u S7a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada, a u S7b slučaj 35% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira, organski otpad anaerobnom digestijom pretvara u kompost, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S7, S7a i S7b), vrijednosti ETwc bile su negativne.

Smanjivanjem stepena odvajanja ambalažnog otpada u scenariju 7a u odnosu na scenario 7, vrijednosti ETwc su bile nešto manje negativne. Povećanjem odvojenog sakupljanja organskog otpada u scenariju 7b u odnosu na scenario 7, vrijednosti ETwc su bile skoro identične. Povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i njegovom reciklažom postiže se manje negativnih uticaja sa aspekta ETwc, dok povećanje odvojenog sakupljnjaja organskog otpada nije značajno uticalo na ETwc. Jedinični proces digestije nije imao značajnog negativnog uticaja na životnu sredinu sa aspekta ETwc (grafik 4.27).

4.3.8. Toksičnost za čovjeka putem vazduha – HTa

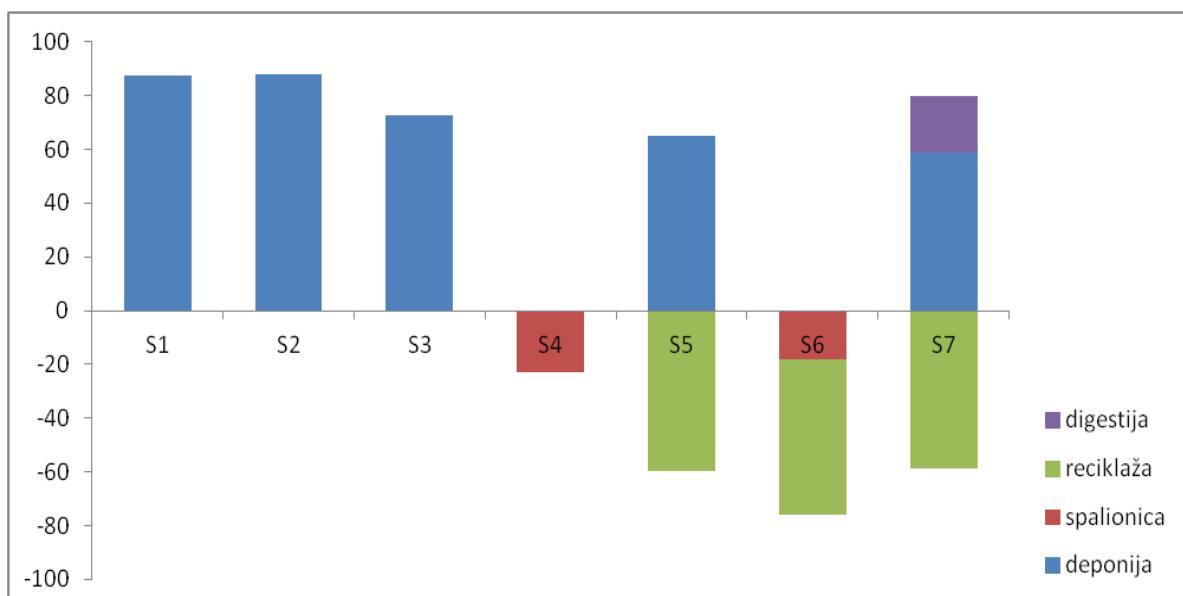
Potencijalni uticaj na toksičnost za čovjeka putem vazduha (HTa) uzrokovani je emisijom gasova (PAH, dioksini, VOC), te tretmanom deponijskog gasa (naročito spaljivanjem gasa na baklji) (Manfredi i Christensen, 2009). U principu, skoro sve supstance su toksične po čovjeka, u zavisnosti od koncentracije i vremena izloženosti. Najveći uticaj na HTa uzrokovani je od strane SO₂, NOx, Pb i Cd (Hauschild i Potting, 2005).

U tabeli 4.26. predstavljeni su rezultati HTa u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom u PE. Pozitivne vrijednosti odnosno opterećenja sa aspekta ove kategorije uticaja javljaju se u scenarijima 1, 2, 3, 5 i 7, dok je scenarijima 4 i 6 HTa imao negativne vrijednosti.

Tabela 4.26. Vrijednosti HTa u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|-----|------|-------|-------|-------|-----|--------|-------|
| HTa | 87,5 | 88,14 | 72,62 | -22,7 | 4,9 | -76,21 | 19,63 |

Na grafiku 4.30. prikazani su udjeli jediničnih procesa tretmana otpada u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom u HTa. Najveći negativan uticaj na HTa ima odlaganje otpada na deponiju.



Grafik 4.30. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u HTa (PE)

Procjedne vode su smjesa različitih materija (organskih i neorganskih). Pored neorganskih materija NH_3 , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- i mnoga druga azotna jedinjenja su prisutna u procjednim vodama u visokim koncentracijama (Parkes et al., 2007). Procesima denitrifikacije nitrati se preko nitrita redukuju u N_2O i N_2 (Mosier et al., 1998; Rivett et al., 2008):



Procjedne vode, kao nosioci azotnih jedinjenja, glavni su krivac za pozitivne vrijednosti HTa jer se azotna jedinjenja u površinskim, podzemnim vodama i zemljištu transformišu u NOx, koji ima najveći pozitivan efekat na HTa.

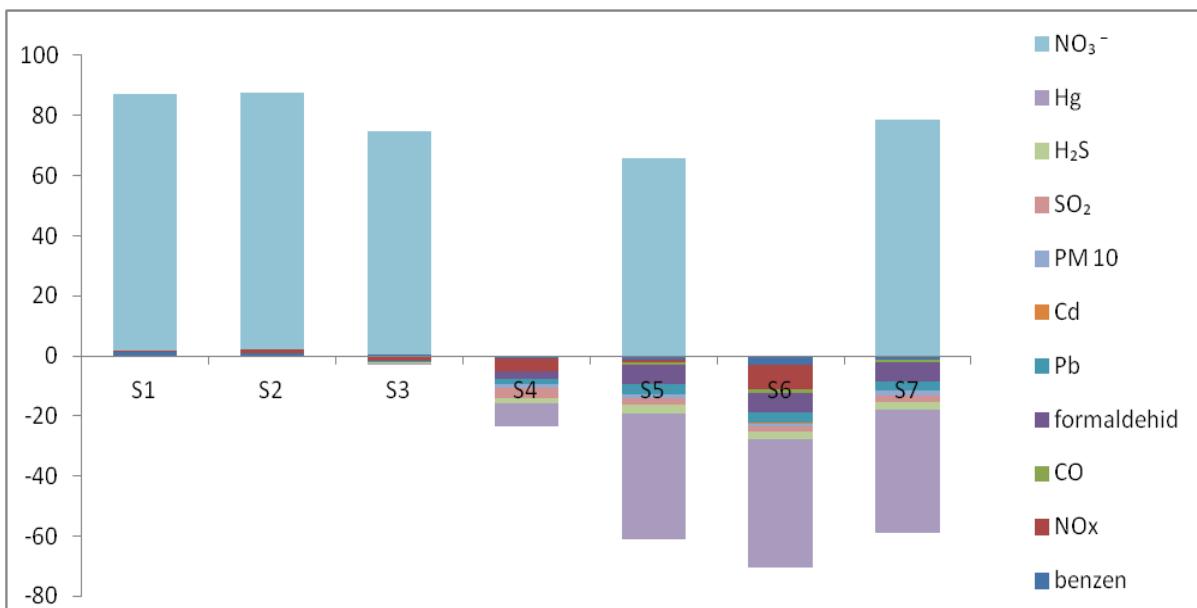
U scenarijima 1–3 zabilježene su najveće pozitivne vrijednosti HTa, zbog postojanja procjednih voda i transformacije azotnih jedinjenja u NOx (grafik 4.31). Možemo uočiti još jednu nelogičnost – da je u scenariju 2 veća vrijednost HTa u odnosu na scenario 1. U prilog ovome ide činjenica da se deponijski gasovi tretiraju na baklji, čime se dodatno generišu gasovi CO, SO_2 itd. U scenariju 3 nešto je niža vrijednost HTa jer je manja količina generisanih procjednih voda zbog poboljšanog stepena sabijanja otpada koji se odlaže na deponiju, kao i stepena sakupljanja i tretmana procjednih voda.

Pošto se i procesom anaerobne digestije generišu otpadne vode, u scenariju 7 imamo još dodatno opterećenje sa aspekta HTa.

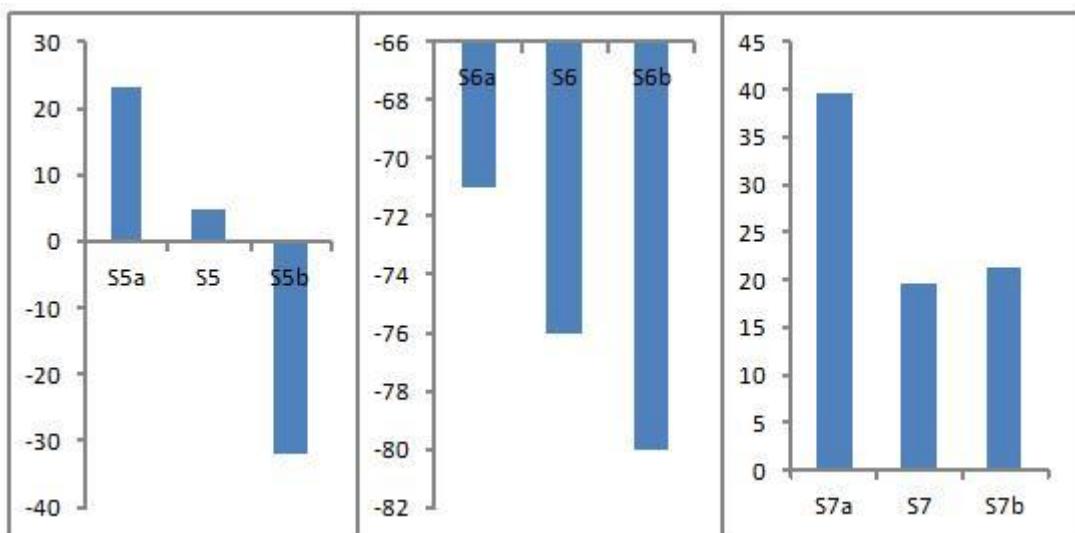
U scenarijima 4 i 6, u kojima se otpad spaljiva, odnosno reciklira, a ostatak spaljiva, imamo negativne vrijednosti HTa, jer se otpad u ovim scenarijima koristi za dobijanje električne i toplotne energije odnosno novih sirovina, čime se ostvaruju uštede u eksploataciji novih sirovina i manje negativnih uticaja na zdravlje ljudi.

Na grafiku 4.32. prikazana je analiza senzitiviteta za scenarije 5, 6 i 7, odnosno uticaj različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na HTa.

U scenariju 5 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, u S5a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S5b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. Sa grafika 4.32 može se vidjeti da su vrijednosti HTa bile pozitivne u S5 i S5a, dok su u S5b bile negativne, odnosno vrijednosti HTa bile su pozitivne u slučaju odvojenog sakupljanja 25% i 35% ambalažnog otpada, dok su u slučaju odvojenog sakupljanja 55% ambalaže bile negativne.



Grafik 4.31. Udio jedinjenja u HTa u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)



Grafik 4.32. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja HTa (PE)

Povećanjem stepena odvojenog sakupljanja smanjivale su se vrijednosti HTa (S5a i S5), da bi u scenariju 5b vrijednosti HTa bile negativne. Povećanjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada smanjuje se količina otpada koji se odlaže, odnosno smanjuje se i količina generisanih procijednih voda koje su zaslužne za pozitivne vrijednosti HTa (grafik 4.30). Procesi reciklaže i stvaranja novih proizvoda iz otpada imaju negativne vrijednosti HTa, jer se reciklažom ostvaruju uštede u eksploataciji novih

sirovina, utičući na negativne vrijednosti HTa. Dostizanjem što većeg stepena sakupljanja ambalažnog otpada ostvaruju se najmanji negativni uticaji na zdravlje ljudi.

U scenariju 6 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, a analizom senzitiviteta u scenariju 6a analiziran je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, te u S6b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada spaljuje u spalionici s pokretnom rešetkom. Vrijednosti HTa u svim modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (S6, S6a i S6b) bile su negativne. Vrijednosti HTa bile su daleko više negativne (najmanji negativan uticaj na zdravlje ljudi) u slučaju kada je postojao najveći stepen odvojenog sakupljanja otpada (scenario 6b), odnosno kada su manje količine otpada tretirane u spalionici. Povećanje stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada odražava se na manji negativan uticaj HTa.

Manji negativni uticaji na zdravlje ljudi sa aspekta ove kategorije uticaja javljaju se u slučajevima kada se veći dio otpada reciklira, a manji dio koristi za dobijanje energije. Naime, daleko su veće emisije gasova koji doprinose HTa ako bi se energija dobijala konvencionalnim načinom, iz fosilnih goriva, nego spajivanjem otpada.

U scenariju 7 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 35% organskog otpada, u scenariju 7a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada, a u S7b slučaj 35% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira, organski otpad anaerobnom digestijom pretvara u kompost, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima upravljanja komunalnim otpadom (S7, S7a i S7b), vrijednosti HTa su bile pozitivne.

Smanjivanjem stepena odvajanja ambalažnog otpada u scenariju 7a u odnosu na scenario 7 povećava se vrijednost HTa, odnosno veće je opterećenje za zdravlje ljudi sa aspekta HTa. Povećanjem odvojenog sakupljanja organskog otpada u scenariju 7b u odnosu na scenario 7, vrijednosti HTa su bile više (produkovan je veće opterećenje za zdravlje ljudi). Na grafiku 4.30. može se vidjeti da je značajan uticaj anaerobne digestije na kategoriju uticaja HTa, pa ova činjenica ide u prilog tome što su vrijednosti HTa bile više u modelovanom scenariju 7b u odnosu na scenario 7.

4.3.9. Toksičnost za čovjeka putem zemljišta – HTs

Polutanti koji utiču na kategorije uticaja na ljudsko zdravlje (HTa, HTs, HTw) jesu teški metali, dioksini i furani, SO₂, NOx (Laurent et al., 2011b; Li et al., 2015). Taloženje komponenti kao što su NOx, PAHs, PCB i dioksin u zemljištu prilikom spaljivanja gasa na baklji utiče na toksičnost za čovjeka putem zemljišta (HTs) (Manfredi et al., 2009).

Tabela 4.27. Vrijednosti HTs u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

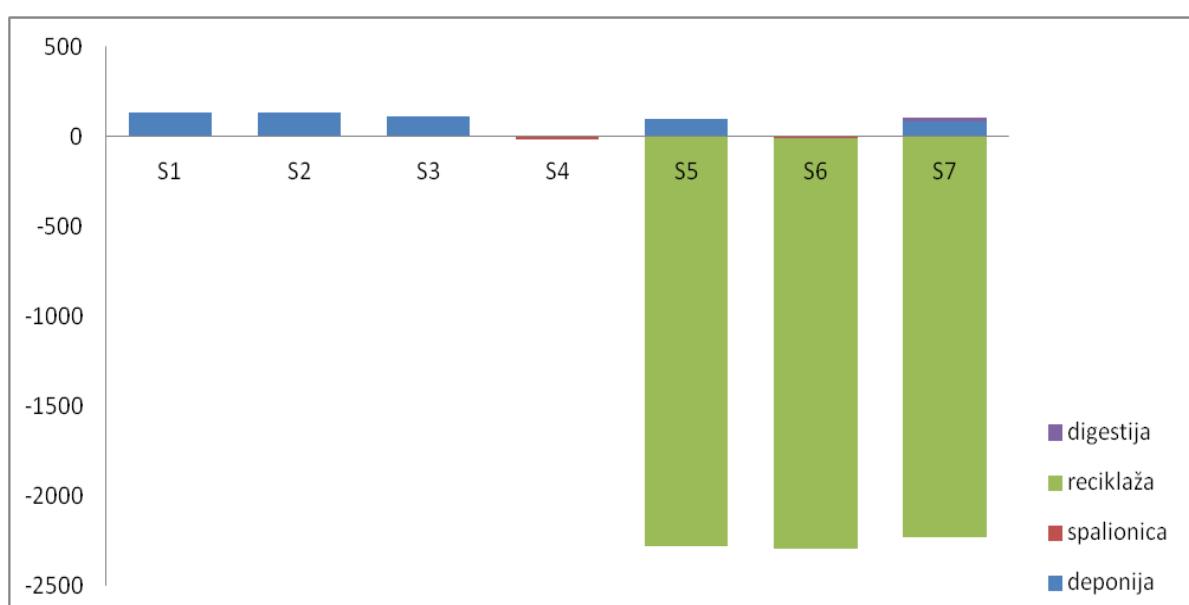
| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|-----|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|
| HTs | 138,2 | 135,9 | 111,9 | -17,52 | -2183 | -2292 | -2120 |

U tabeli 4.27. predstavljeni su rezultati HTs u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom u PE. Pozitivne vrijednosti odnosno opterećenja sa aspekta ove kategorije uticaja javljaju se u scenarijima 1, 2 i 3, dok su u preostalim modelovanim scenarijima upravljanja otpadom te vrijednosti bile negativne, odnosno postojao je manji negativan uticaj na zdravlje ljudi.

Na grafiku 4.33. prikazani su udjeli jediničnih procesa tretmana otpada u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom na kategoriju uticaja HTs. U scenarijima 1, 2 i 3, gdje se sav otpad odlagao na deponiju, javljaju se pozitivne vrijednosti HTs, odnosno deponovanje kao jedinični proces ima negativan uticaj na ovu kategoriju uticaja na ljudsko zdravlje. Negativan doprinos ovoj kategoriji uticaja se odnosi naročito na emisiju procjednih deponijskih voda, odnosno NO₃⁻. Vrijednosti HTs u scenariju 1 (138,2 PE) i scenariju 2 (135,9 PE) bile su približno iste, dok je u scenariju 3 vrijednost HTs bila nešto niža (111,9 PE) u odnosu na scenarije 1 i 2. Naime, u prva dva scenarija modelovan je stepen sakupljanja procjednih voda od 60%, a u scenariju 3 od 80%, odnosno povećanjem stepena sakupljanja i tretmana procjednih voda smanjene su i vrijednosti HTs u scenariju 3.

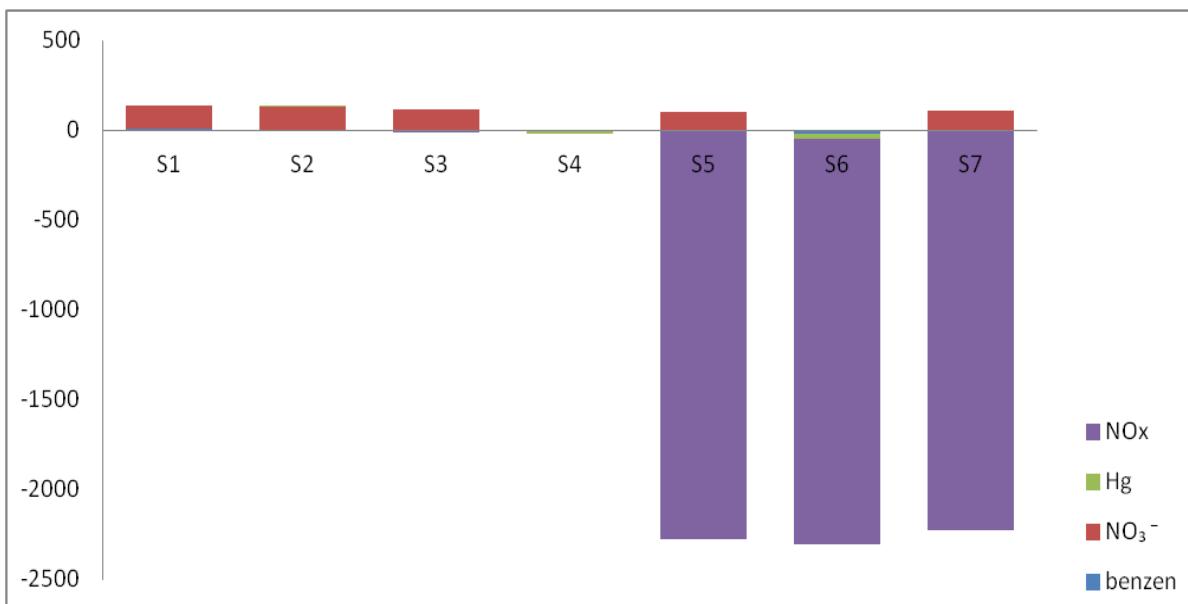
Manfredi and Christensen (2009) i Niskanen et al. (2009) navode značajan uticaj deponije, odnosno emisije gasa benzena na HTs. Tretmanom gasa, bilo na baklji ili iskorišćavanjem za dobijanje energije, znatno se redukuju količine benzena u odnosu na neuređenu deponiju. Naime, površina deponije može da adsorbuje samo oko 26% benzena (Scheutz et al., 2004) i dispergovana emisija benzena i dalje predstavlja problem za zdravlje ljudi.

U preostalim scenarijima upravljanja otpadom, zbog iskorišćavanja otpada za dobijanje novih proizvoda (reciklaža), imamo manje negativnih uticaja sa aspekta HTs. Minimizacija negativnih uticaja na zdravlje ljudi je na strani iskorišćavanja otpada za dobijanje energije (scenariji 4 i 6), jer bi emisije jedinjenja koja doprinose HTs bile daleko veće uobičajenim načinom dobijanja energije iz fosilnih goriva. Smanjivanje negativnih uticaja na zdravlje ljudi može se objasniti time što se otpadni gasovi tretiraju i otklanjaju se dioksini, živa, itd. Reciklažom ambalažnog otpada štede se sirovine, pa je minimizacija negativnih uticaja po zdravlje ljudi veća ukoliko se otpad iskorišćava za dobijanje novih proizvoda (scenariji 5 i 7), nego da se iz prirode eksploatišu nove sirovine.



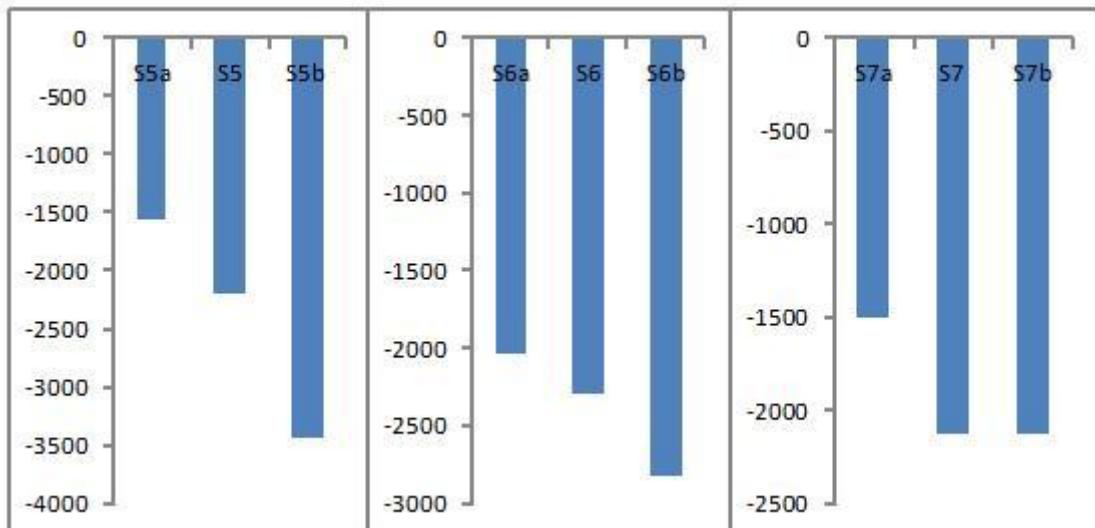
Grafik 4.33. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u HTs (PE)

Na grafiku 4.34. prikazan je udio supstanci i jedinjenja u kategoriji uticaja HTs. Pozitivan uticaj na ovu kategoriju ima deponovanje otpada, odnosno emisija nitrata putem procjednih voda. S druge strane, u scenarijima 4 i 6, zbog spaljivanja otpada, azot prisutan u otpadu tremičkom obradom se transformiše u NOx, koji se uklanja iz otpadnih gasova i samim tim ima manje negativnih uticaja na zdravlje ljudi sa aspekta HTs, a dio koji odlazi u atmosferu se putem UV zraka transformiše u N₂. Pošto se otpad iskorišćava za dobijanje energije, daleko je veće smanjivanje negativnih uticaja sa aspekta HTs nego da se iz fosilnih goriva dobija energija.



Grafik 4.34. Udio jedinjenja u HTs u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

Na grafiku 4.35. prikazana je analiza senzitiviteta za scenarije 5, 6 i 7, odnosno uticaj različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na HTs.



Grafik 4.35. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja HTs (PE)

U scenariju 5 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, u scenariju 5a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S5b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S5, S5a i S5b), vrijednosti HTs su bile negativne, odnosno bio je manji negativan uticaj

na zdravlje ljudi sa aspekta ove kategorije uticaja. Posmatrajući scenario 5 u odnosu na scenario 5a, odnosno smanjivanjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% na 25%, uočava se da su vrijednosti HTs bile manje negativne. S druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% (scenario 5) na 55% (scenario 5b), HTs je imala veće negativne vrijednosti, odnosno manji negativan uticaj.

Povećanjem odvojenog sakupljanja otpada, a potom razdvajanjem i reciklažom, štede se sirovine koje bi se ekspolatisale iz prirode, pa su koristi za kategoriju uticaja HTs daleko veće ako se otpad koristi za dobijanje sirovina, a potom novih proizvoda.

U scenariju 6 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, a analizom senzitiviteta u scenariju 6a, analiziran je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, te u scenariju 6b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada spaljuje u spalionici s pokretnom rešetkom. U svim modelovanim scenarijima (S6, S6a i S6b), vrijednosti HTs bile su negativne. Vrijednosti HTs su bile daleko više negativne (manji negativan uticaj na zdravlje ljudi) u slučaju kada je postojao najveći stepen odvojenog sakupljanja otpada (scenario 6b), odnosno kada su manje količine otpada tretirane u spalionici.

Manji negativan uticaj na zdravlje ljudi sa aspekta ove kategorije uticaja javlja se u slučajevima kada se veći dio otpada reciklira, a manji dio koristi za dobijanje energije. Naime, daleko su veće emisije gasova koji doprinose HTs ako bi se energija dobijala konvencionalnim načinom, iz fosilnih goriva, nego spaljivanjem otpada. Ako energiju koju dobijamo iz konvencionalnih izvora zamijenimo energijom koju dobijemo spaljivanjem otpada, emisije u životnu sredinu po kWh proizvedene električne energije su daleko veće u slučaju da se energija dobija iz konvencionalnih izvora, u odnosu na energiju koja se dobija iskorišćavanjem otpada za dobijanje energije.

U scenariju 7 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 35% organskog otpada, u scenariju 7a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada, a u S7b slučaj 35% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira, organski otpad anaerobnom digestijom pretvara u kompost, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S7, S7a i S7b), vrijednosti HTs su bile negativne.

Smanjivanjem stepena odvajanja ambalažnog otpada u scenariju 7a u odnosu na scenario 7, smanjuju se vrijednosti HTs. Povećanjem odvojenog sakupljanja organskog otpada u scenariju 7b u odnosu na scenario 7, vrijednosti HTs su bile približno iste, jer

jedinični proces anaerobne digestije i primjene komposta u poljoprivredne svrhe nema značajniji uticaj na HTs. Povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i njegovom reciklažom postiže se veća minimizacija negativnih uticaja sa aspekta HTs, dok povećanje odvojenog sakupljanja organskog otpada nije značajno uticalo na HTs.

4.3.10. Toksičnost za čovjeka putem vode – HTw

U tabeli 4.28. prikazane su vrijednosti za toksičnost za čovjeka putem vode (HTw) za modelovane scenarije upravljanja otpadom. Scenariji 1, 2 i 4 imaju pozitivne vrijednosti HTw, dok su ostali scenariji imali negativne vrijednosti HTw. Na graficima 4.36. i 4.37. prikazani su udjeli jediničnih procesa i jedinjenja u HTw. Izgradnja i održavanje deponije, odnosno procjedne deponijske vode, te proces spaljivanja otpada, doprinijeli su tome da su vrijednosti HTw bile pozitivne, dok su, sa druge strane, procesi iskorišćavanja deponijskog gasa za dobijanje energije i reciklaža imali negativne vrijednosti sa aspekta HTw. Pošto su scenariji 1 i 2 bazirani na odlaganju otpada bez iskorišćavanja deponijskog gasa za dobijanje energije, a procjedne deponijske vode su veliki izvor teških metala (Hg, Pb, Cd), vrijednosti HTw bile su pozitivne. U scenariju 3, gdje imamo iskorišćavanje deponijskog gasa za dobijanje energije, imamo i negativnu vrijednost HTw.

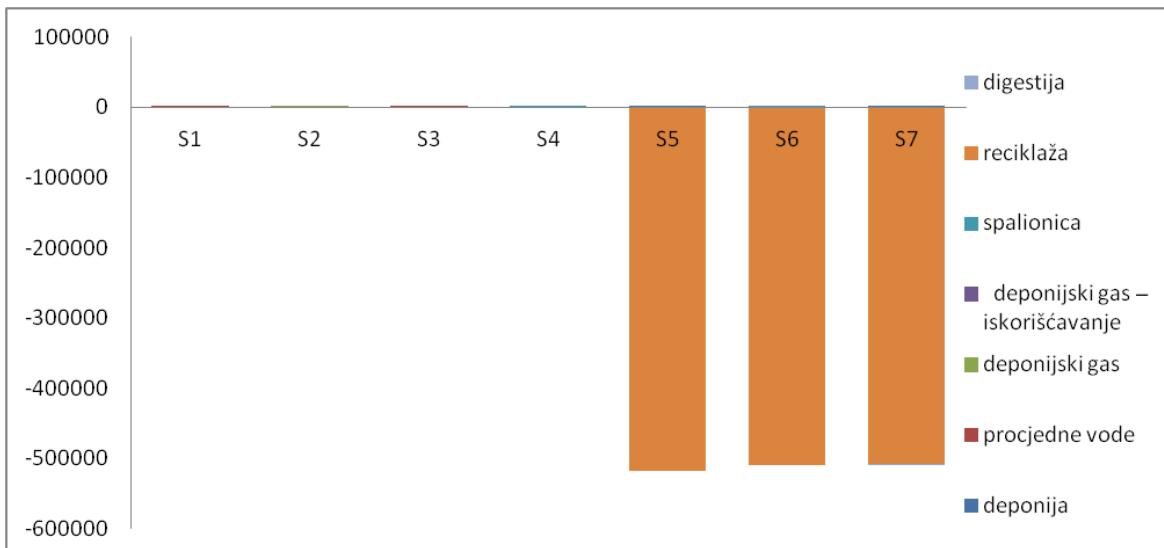
U scenariju 4, u kojem je vodeća tehnologija tretmana komunalnog otpada spaljivanje, evidentno je da imamo pozitivne vrijednosti HTw, odnosno negativan uticaj na zdravlje ljudi. Otpadni gasovi iz spalionice sadrže živu i dioksine, koji se tretmanom otpadnih gasova otklanjanju. Emisija Hg ima dominantnu ulogu u kategoriji HTw, i to iz razloga ispuštanja putem gasova iz dimnjaka. Transfer žive iz otpada u otpadne gasove iznosi 80%, a tretmanom se smanjuje ispod 4% u gasu (Riber et al., 2008). Teški metali, naročito živa, u kompostu, takođe uzrokuju minimizaciju negativnih uticaja na kategoriju HTw, jer se vrši zamjena vještačkog đubriva kompostom i ostvaruje veće smanjivanje negativnih uticaja u odnosu na HTw. Ovo smanjivanje negativnih uticaja na kategoriju HTw odnosi se i na prisustvo Cd i Cu u kompostu (Fruergaard i Astrup, 2011).

Procesi reciklaže (scenariji 5, 6 i 7) utiču na negativne vrijednosti HTw, odnosno minimiziraju negativan uticaj na zdravlje ljudi.

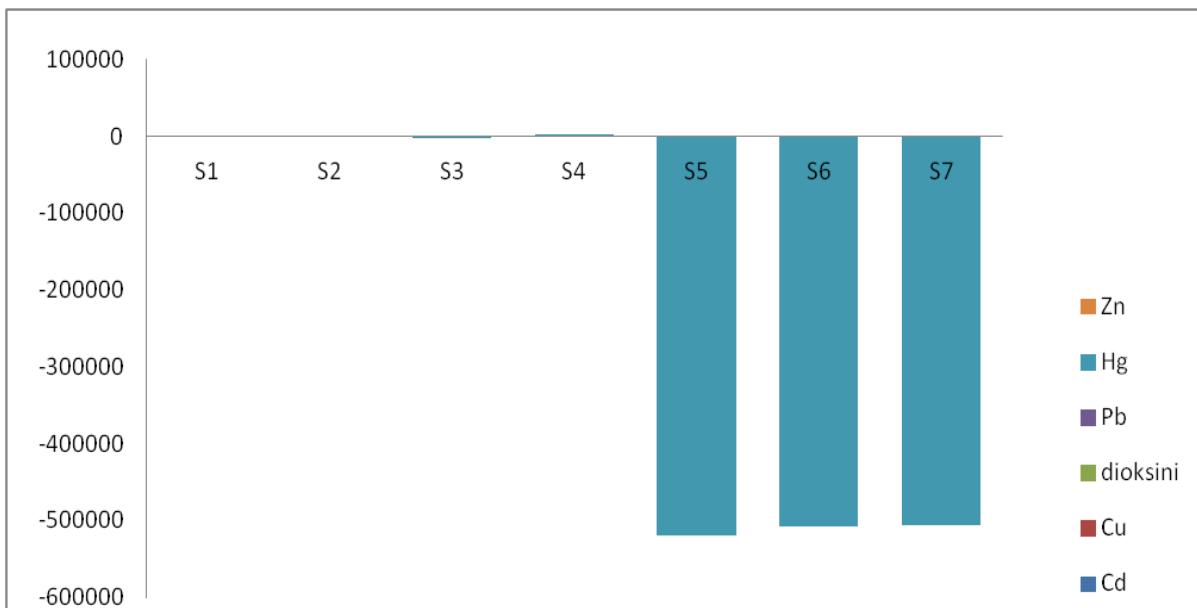
Tabela 4.28. Vrijednosti HTw u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom (PE)

| | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S6 | S7 |
|-----|-------|-------|--------|------|-----------|------------|-----------|
| HTw | 124,2 | 127,4 | -86,75 | 1956 | -5,19E+05 | -5,07 E+05 | -5,07E+05 |

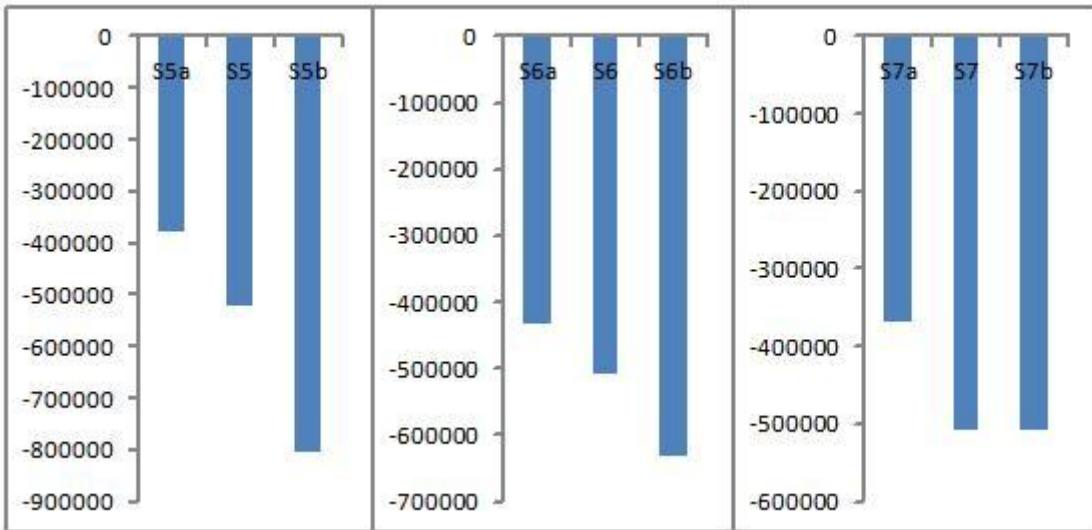
Na grafiku 4.38. prikazana je analiza senzitiviteta za scenarije 5, 6 i 7, odnosno uticaj različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada na HTw.



Grafik 4.36. Udio jediničnih procesa modelovanih scenarija upravljanja otpadom u HTw (PE)



Grafik 4.37. Udio jedinjenja u HTw u modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (PE)



Grafik 4.38. Uticaj stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada u scenarijima 5, 6 i 7 na kategoriju uticaja HTw (PE)

U scenariju 5 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, u scenariju 5a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, a u S5b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S5, S5a i S5b), vrijednosti HTw su bile negativne, odnosno manje je negativnih uticaja na životnu sredinu sa aspekta ove kategorije uticaja. Posmatrajući scenario 5 u odnosu na scenario 5a, odnosno smanjivanjem stepena odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% na 25%, uočava se da su vrijednosti HTw bile manje negativne. S druge strane, povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada sa 35% (scenario 5) na 55% (scenario 5b), HTw je imala veće negativne vrijednosti, odnosno manji negativan uticaj na zdravlje ljudi.

Povećanjem odvojenog sakupljanja otpada, a potom razdvajanjem i reciklažom, štede se sirovine koje bi se eksploatisale iz prirode, pa su koristi za kategoriju uticaja HTw daleko veće ako se otpad koristi za dobijanje sirovina, a potom novih proizvoda.

U scenariju 6 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada, a analizom senzitiviteta u scenariju 6a analiziran je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada, te u S6b slučaj 55% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada koji se dalje razdvaja i reciklira, a ostatak otpada spaljuje u spalionici s pokretnom rešetkom. HTw je u svim modelovanim scenarijima upravljanja otpadom (S6, S6a i S6b) imao negativne vrijednosti. Vrijednosti HTw su bile daleko više negativne (manje negativnog uticaja na životnu sredinu) u slučaju kada je modelovan najveći stepen odvojenog

sakupljanja otpada (scenario 6b), odnosno kada su manje količine otpada tretirane u spalionici.

Smanjivanje negativnih uticaja na zdravlje ljudi sa aspekta ove kategorije uticaja javilo se u slučajevima kada se veći dio otpada reciklirao, a manji dio koristio za dobijanje energije. Naime, daleko su veće emisije jedinjenja koja doprinose HTw ako bi se sirovine za proizvodnju novih proizvoda eksploratisale iz prirodnih resursa.

U scenariju 7 modelovan je stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 35% organskog otpada, u scenariju 7a modelovan je slučaj 25% odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i 40% organskog otpada, te u S7b stepen odvojenog sakupljanja 35% ambalažnog otpada i 40% organskog otpada. Ambalažni otpad se dalje razdvaja i reciklira, organski otpad se anaerobnom digestijom pretvara u kompost, a ostatak otpada se odlaže na deponiju komunalnog otpada. U svim modelovanim scenarijima (S7, S7a i S7b), vrijednosti HTw bile su negativne.

Smanjivanjem stepena odvajanja ambalažnog otpada u scenariju 7a u odnosu na scenario 7 smanjuju se vrijednosti HTw. Povećanjem odvojenog sakupljanja organskog otpada u scenariju 7b u odnosu na scenario 7, vrijednosti HTw su bile približno iste. Povećanjem odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i njegovom reciklažom postižu se manji negativni uticaji na ljudsko zdravlje sa aspekta HTw, dok povećanje odvojenog sakupljanja organskog otpada nije značajno uticalo na HTw.

5. ZAKLJUČNA RAZMATRANJA

Upravljanje komunalnim otpadom na način na koji se neće ugrožavati životna sredina i zdravlje ljudi zavisi od niza faktora, kao što je količina generisanog otpada, procesi sakupljanja, tretmana i odlaganja, troškovi tretmana i odlaganja, itd.

Trenutno upravljanje otpadom u banjalučkoj regiji (RS/BiH) odlikuje odlaganje otpada na neuređenoj deponiji. U komunalnom otpadu ove regije oko 45% otpada čini ambalažni otpad (papir, karton, metal, plastika, staklo) i oko 31% organski otpad (otpad sa zelenih površina, ostaci hrane, voća i povrća).

Poznavanje fizičkog i hemijskog sastava komunalnog otpada predstavlja važan parametar neophodan prilikom projektovanja, izgradnje i funkcionalisanja sistema upravljanja otpadom u cilju iskorišćavanja korisnih komponenti iz otpada za dobijanje novih sirovina, energetskog iskorišćavanja otpada, smanjivanja količine otpada koji se odlaže na deponiju, predviđanja količine pepela i šljake iz spalionice, diomenzionalisanja zapremine deponije, itd.

U ovoj disertaciji modelovano je sedam (7) scenarija upravljanja otpadom kroz implementaciju zakonodavstva EU i RS iz oblasti otpada, uz poštovanje načela održivog razvoja i hijerarhije upravljanja otpadom. U obzir je uzet trenutni način upravljanja otpadom (odlaganje na neuređenu deponiju), unapređenje odlaganja otpada, termička obrada otpada, izdvajanje i reciklaža ambalažnog otpada i odvojeno sakupljanje organskog otpada. Modelovanjem različitih opcija tretmana otpada primjenom LCA, cilj je bio što preciznije definisati opterećenje za životnu sredinu i uticaj na zdravlje ljudi svake od modelovanih opcija (scenarija) tretmana otpada. Sa aspekta uticaja na životnu sredinu modelovanih scenarija upravljanja otpadom, posmatrane su sljedeće kategorije uticaja na životnu sredinu: globalno zagrijavanje (GW), nastanak fotohemijskog ozona (POF), acidifikacija (AC), obogaćivanje hranljivim materijama (NE), oštećenje stratosferskog ozona (SOD), ekotoksičnost u zemljištu (ETsc) i ekotoksičnost u vodi (ETwc). Od kategorija uticaja na ljudsko zdravlje u obzir su uzete sljedeće kategorije: toksičnost za čovjeka putem vazduha (HTa), toksičnost za čovjeka putem zemljišta (HTs) i toksičnost za čovjeka putem vode (HTw).

Sa aspekta uticaja na životnu sredinu, na slici 5.1. prikazan je broj kategorija uticaja na životnu sredinu koje su imale pozitivne vrijednosti, odnosno broj kategorija koje su imale

negativan uticaj na životnu sredinu i broj kategorija koje su imale negativne vrijednosti, odnosno broj kategorija koje su ostvarile manje negativnih uticaja na životnu sredinu.

U scenarijima 1 i 2, odnosno u scenariju u kojem je otpad odlagan na neuređenu deponiju (1), tj. kada se otpad odlagao na deponiju gdje je gas spaljivan na baklji (2), sve analizirane kategorije uticaja na životnu sredinu imale su pozitivne vrijednosti, odnosno ovi scenariji su najmanje prihvatljivi sa aspekta uticaja na životnu sredinu.

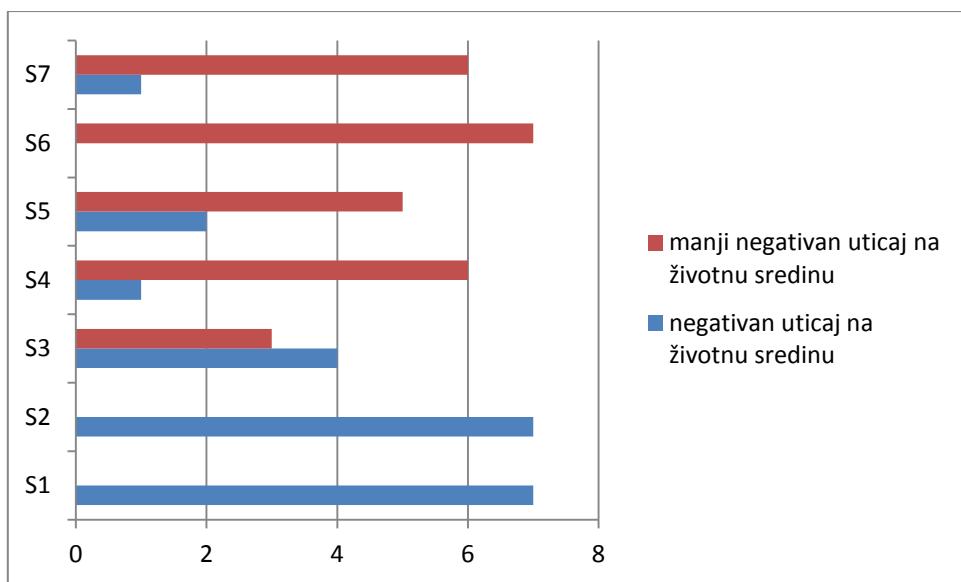
U scenariju 3, u kojem se otpad deponovao na sanitarnoj deponiji, a deponijski gas energetski iskorišćavao, tri (3) kategorije uticaja od sedam (7) analiziranih imale su negativne vrijednosti, odnosno za ove tri kategorije uticaja ostvareno je manje negativnih uticaja na životnu sredinu.

U scenariju 4, u kojem se otpad spaljivao u spalionici s pokretnim rešetkama, uz iskoriščavanje otpada za dobijanje toplotne i električne energije (uz poštovanje strogih standarda o emisiji otpadnih gasova nakon tretmana istih), šest (6) kategorija uticaja na životnu sredinu imale su negativne vrijednosti, odnosno manje negativnih uticaja na životnu sredinu, a samo je jedna kategorija uticaja (ETwc) imala pozitivne vrijednosti odnosno negativan uticaj na životnu sredinu.

U scenariju 5, u kojem se ambalažni otpad odvojeno sakupljao, potom reciklirao, a ostatak otpada odlagao na sanitarnu deponiju, dvije (2) kategorije uticaja na životnu sredinu (POF i NE) imale su pozitivne vrijednosti, odnosno predstavljale su opterećenje za životnu sredinu, a preostalih pet kategorija imale su negativne vrijednosti, odnosno manje negativnih uticaja na životnu sredinu.

U scenariju 6, u kojem je bilo predviđeno odvojeno sakupljanje ambalažnog otpada i reciklaža, a ostatak komunalnog otpada se termički tretirao u spalionici s pokretnim rešetkama (za dobijanje toplotne i električne energije, uz poštovanje standarda o emisiji otpadnih gasova), sve kategorije uticaja na životnu sredinu koje su analizirane imale su negativne vrijednosti, odnosno mali negativan uticaj na životnu sredinu. **Dakle, scenario 6 je najpoželjniji s gledišta očuvanja zdrave životne sredine.**

U scenariju 7, gdje je ambalažni otpad odvojeno sakupljen i recikliran, odvojeno sakupljen organski otpad anaerobnom digestijom prerađen u kompost, a ostatak otpada odložen na deponiju, samo jedna kategorija uticaja na životnu sredinu imala je pozitivnu vrijednost, a preostalih šest (6) kategorija imale su negativnu vrijednost.



Grafik 5.1. Prikaz broja kategorija uticaja na životnu sredinu u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom koje su imale pozitivne i negativne vrijednosti

Na osnovu gore navedenog, može se zaključiti da se, sa aspekta kategorija uticaja na životnu sredinu (GW, AC, POF, NE, ETsc, ETwc, SOD), smanjivanje negativnih uticaja ostvaruju u slučaju:

- smanjivanja količine otpada koji se odlaže na deponiju;
- iskorišćavanja ambalažnog otpada za dobijanje novih sirovina uz pomoć reciklaže;
- iskorišćavanja organskog otpada za dobijanje komposta;
- iskorišćavanja otpada za dobijanje energije – spaljivanjem otpada, energetskim iskorišćavanjem deponijskog gasa, energetskim iskorišćavanjem gasa iz procesa anaerobne digestije.

Sa aspekta uticaja na ljudsko zdravlje, na slici 5.2. prikazan je broj kategorija uticaja na ljudsko zdravlje koje su imale pozitivne vrijednosti, odnosno broj kategorija koje su imale negativan uticaj na ljudsko zdravlje i broj kategorija koje su imale negativne vrijednosti, odnosno broj kategorija koje su imale manje negativnih uticaja na ljudsko zdravlje (koje su poželjne sa aspekta očuvanja zdravlja ljudi).

U scenarijima 1 i 2, gdje se otpad odlagao na neuređenu deponiju, odnosno na deponiju na kojoj je deponijski gas spaljivan na baklji, sve kategorije uticaja na ljudsko zdravlje (HTa, HTs i HTw) imale su pozitvne vrijednosti, odnosno negativan uticaj na ljudsko zdravlje. Ova dva scenarija upravljanja otpadom su najmanje poželjna sa gledišta očuvanja zdravlja ljudi.

U scenariju 3, odnosno odlaganjem otpada na sanitarnu deponiju na kojoj se deponijski gas iskorišćava za dobijanje topolotne i električne energije, dvije kategorije uticaja su imale pozitivne vrijednosti, odnosno nepoželjne sa aspekta zdravlja ljudi, a samo jedna je imala negativnu vrijednost (poželjna sa aspekta ljudskog zdravlja).

U scenariju 4, u kojem je predviđeno da se sav komunalni otpad spaljuje u cilju dobijanja topolotne i električne energije, s poštovanjem zahtjeva za kvalitet prečišćenih gasova, dvije kategorije uticaja na ljudsko zdravlje – HTa i HTs – imale su negativne vrijednosti (odnosno manji negativan uticaj na ljudsko zdravlje), a HTw je imala pozitivnu vrijednost, odnosno negativan uticaj na ljudsko zdravlje.

U scenariju 6, gdje se iz komunalnog otpada u domaćinstvima izdvaja ambalažni otpad, a ostatak komunalnog otpada tretira u spalionici s pokretnim rešetkama (uz iskorišćenje otpada za dobijanje topolotne i električne energije i tretman otpadnih gasova), sve kategorije uticaja na ljudsko zdravlje imale su negativne vrijednosti, odnosno manji negativan uticaj. **Dakle, scenario 6 je najpoželjniji i sa aspekta očuvanja zdravlja ljudi.**

U scenarijima 5 i 7, gdje se odvojeno sakupljeni ambalažni otpad reciklira, a ostatak otpada deponuje, odnosno ambalažni otpad reciklira, organski prerađuje u kompost, a ostatak otpada deponuje, dvije kategorije uticaja na ljudsko zdravlje su imale negativne vrijednosti, odnosno manji negativan uticaj na ljudsko zdravlje, a samo jedna kategorija uticaja je imala pozitivne vrijednosti, odnosno negativan uticaj sa aspekta ljudskog zdravlja.

Posmatrajući kategorije uticaja na ljudsko zdravlje u analiziranim scenarijima upravljanja komunalnim otpadom, može se zaključiti da se najmanje negativnih uticaja na zdravlje ljudi ostvaruje u slučaju:

- smanjivanja količine otpada koji se odlaže na deponiju;
- iskorišćavanja ambalažnog otpada za dobijanje novih sirovina uz pomoć reciklaže;
- iskorišćavanja organskog otpada za dobijanje komposta;
- iskorišćavanja otpada za dobijanje energije – spaljivanjem otpada, energetskim iskorišćavanjem deponijskog gasa i gasa iz procesa anaerobne digestije za dobijanje energije.

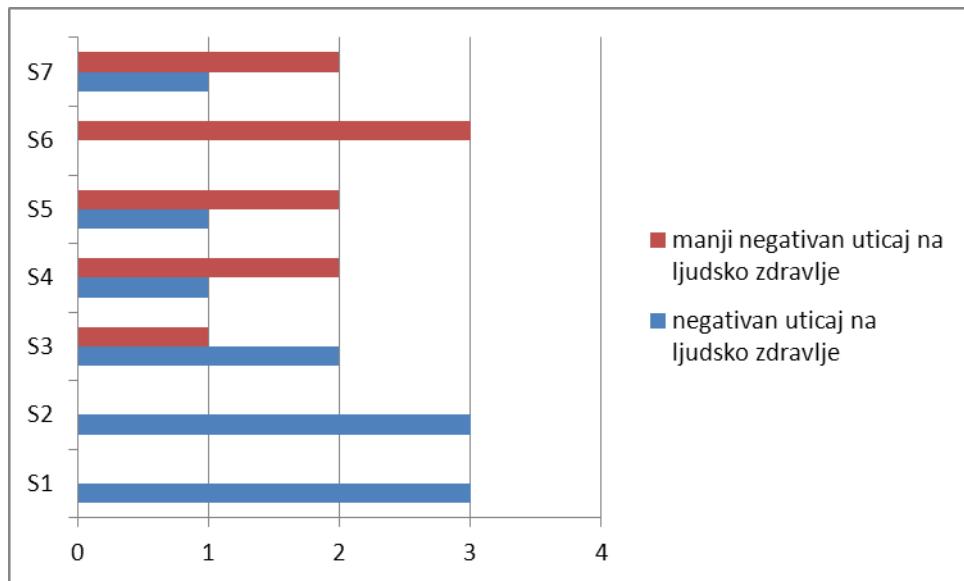
Pri primjeni LCA na upravljanje otpadom u banjalučkoj regiji, uzeti su obzir podaci i performanse koje karakterišu ovu regiju (broj stanovnika, sastav i količine otpada itd.),

čime je potvrđena hipoteza da se LCA mora prilagoditi lokalnim uslovima i performansama svakog analiziranog sistema upravljanja otpadom.

Na osnovu analiziranih kategorija uticaja na životnu sredinu i zdravlje ljudi, potvrđene su dvije hipoteze – da je poznavanje sastava i karakteristika otpada veoma važno u cilju validnosti procjene iskorišćavanja otpada za dobijanje novih sirovina (proizvoda) ili za dobijanje energije, te da, ako se otpadom rukuje odgovorno i na odgovarajući način, otpad se može koristiti kao vrijedan resurs, tj. zamjena za fosilne izvore energije, uz znatno smanjanje lokalnih i globalnih negativnih uticaja na životnu sredinu.

Analizom senzitiviteta/osjetljivosti za scenarije 5, 6 i 7, kada je analiziran uticaj na životnu sredinu i zdravlje ljudi različitog stepena sakupljanja ambalažnog i organskog otpada, najmanji negativni uticaji su u slučaju kada se postiže visok stepen odvojenog sakupljanja otpada na mjestu nastanka.

Trenutna praksa upravljanja komunalnim otpadom u banjalučkoj regiji, uz očekivanje povećanja količine istog, nije održiva sa aspekta zaštite životne sredine, zdravlja ljudi i očuvanja prirodnih resursa, čime je potvrđena postavljena hipoteza da sadašnji sistem upravljanja otpadom nije zadovoljavajući.



Grafik 5.2. Prikaz broja kategorija uticaja na ljudsko zdravlje u analiziranim scenarijima upravljanja otpadom koje su imale pozitivne i negativne vrijednosti

Posmatrajući trenutni način upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji, koji je baziran samo na odlaganju otpada na deponiju, kroz implementaciju zakonskih regulativa EU i

RS, neophodno je provesti unapređenje postojećeg sistema upravljanja komunalnim otpadom, odnosno postizanje održivog integralnog upravljanja komunalnim otpadom kroz:

- odlaganje otpada na deponiju u kojoj se implementiraju najviši standardi tretmana otpada u skladu s Direktivom o deponijama (Directive 1999/31/EC) jer se kroz povećanje efikasnosti sakupljanja procjednih voda i deponovanje otpada uz poboljšanje stepena sabijenosti otpada (gustine) smanjuje količina procjednih deponijskih voda;
- uspostavljanje sistema za sakupljanje deponijskog gasa i efikasan način sakupljanja i tretmana gasa, kao i smanjivanje odlaganja organskog otpada;
- uvođenje odvojenog sakupljanja ambalažnog otpada i njegovu reciklažu, odnosno iskorišćavanje otpada za dobijanje sirovina i proizvoda;
- odvojeno sakupljanje organskog otpada i obradu u kompost.

Razmatranje iskorišćavanja otpada za dobijanje energije (spalionice) neophodno je sagledati i kroz druge aspekte, kao što su količina otpada, investicioni i operativni troškovi.

LCA pojedinačno ili u spredi s drugim analitičkim alatima (analiza troškova i koristi – CBA, procjena održivosti – SA, socioekonomski procjena – SoEA, procjena rizika – RA, itd.) može poslužiti donosiocima odluka iz oblasti upravljanja otpadom u RS/BiH, jer je ovaj alat vrlo malo ili gotovo nimalo primijenjen u ovoj oblasti na području BiH. Modelovanjem upravljanja komunalnim otpadom primjenom LCA dat je značajan naučni doprinos za dalje istraživanje u oblasti upravljanja otpadom, odnosno potvrđena je hipoteza da se uz pomoć ovog analitičkog alata može predložiti poboljšanje u sistemu upravljanja otpadom.

Primjer upravljanja otpadom u banjalučkoj regiji, odnosno modelovanje primjenom inovativnog analitičkog alata LCA, može poslužiti kao primjer metodologije i drugim opština i regijama u RS/BiH i u okruženju, pri optimizaciji trenutnog načina upravljanja otpadom, u prijedozima za unapređenje sistema upravljanja otpadom, kao i za istraživanje i razvoj strategija upravljanja otpadom.

6. LITERATURA

- Aljaradin, M., Persson, K. M., (2012). Environmental impact of municipal solid waste landfills in semi-arid climates-case-study – Jordan. *The Open Waste Management Journal*, 5(1), 28–39.
- Alslaibi, T. M., Abustan, I., Mogheir, Y. K., Afifi, S. (2013). Quantification of leachate discharged to groundwater using the water balance method and the Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model. *Waste Management & Research*, 31(1), 50–59.
- Anastasio, M. (2016). The circular economy: practical steps to enhance the EU package. [Online]. dostupno na: <http://green-budget.eu/wp-content/uploads/GBECircular-Economy-policy-briefing-.pdf>, [pristupljeno 11.03.2017.].
- Angelidaki, I., Batstone, D. J. (2011). Anaerobic digestion: Process. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 2, Chapter 9.4, pp. 583–600). Chichester, West Sussex, UK: Wiley.
- Angelidaki, I., Karakashev, D., Batstone, D. J., Plugge, C. M., Stams, A. J. (2011). Biomethanation and its potential. *Methods Enzymol*, 494(16), 327–351.
- Arena, U., Di Gregorio, F. (2014). A waste management planning based on substance flow analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 85, 54–66.
- Astrup, T., Møller, J., Fruergaard, T. (2009). Incineration and co-combustion of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27(8), 789–799.
- Bare, J. C. (2002). Developing a Consistent Decision-Making Framework by Using the U.S. EPA's TRACI Systems Analysis Branch, Sustainable Technology Division, National Risk Management; Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. [Online]. dostupno na: <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/std/sab/traci/aiche2002paper.pdf>, [pristupljeno 15.05.2015.].

- Bernstad, A., la Cour Jansen, J., Aspegren, H. (2011). Life cycle assessment of a household solid waste source separation programme: a Swedish case study. *Waste Management & Research*, 29(10), 1027–1042.
- Bjarnaddottir, H. J., Fridriksson, G. B., Johnsen, T., Sletsen, H. (2002). Guidelines for the use of LCA in the waste management sector. Nordtest TR 517. Espoo, Finland: Nordtest. [Online]. dostupno na: <http://www.infohouse.p2ric.org/ref/37/36469.pdf>, [pristupljeno 15.05.2015.]
- Bjelić, D., Čarapina, H. S., Markić, D. N., Pešić, Ž. Š., Mihajlov, A., Vukić, L. (2015). Environmental assessment of waste management in Banja Luka region with focus on landfilling. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14(6), 1455–1463.
- Bjelic, D., Neskovic Markic, D., Sobot Pesic, Z., Sorak, M., Kikanovic, O., Vukic, Lj., Ilic, M., Mihajlov, A. (2017) Environmental assessment of municipal solid waste management in Banja Luka, Bosnia and Herzegovina. *Environmental Engineering and Management Journal*, 16(5), 1161–1170.
- Björklund, A. (2000). Environmental systems analysis of waste management - Experiences from applications of the ORWARE model. PhD thesis, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- Boldrin, A., Neidel, T. L., Damgaard, A., Bhander, G. S., Møller, J., Christensen T. H., (2011). Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE, *Waste Management*, 31, 619–630.
- Burnley, S. J., Ellis, J. C., Flowerdew, R., Poll, A. J., Prosser, H. (2007). Assessing the composition of municipal solid waste in Wales. *Resources, Conservation and Recycling*, 49(3), 264–283.
- Cabeza, L. F., Rincón, L., Vilariño, V., Pérez, G., Castell, A. (2014). Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 29, 394–416.
- Calvo, F., Moreno, B., Zamorano, M., Szanto, M. (2005). Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills. *Waste Management*, 25(8), 768–779.
- Cerutti, A. K., Beccaro, G. L., Bruun, S., Donno, D., Bonvegna, L., Bounous, G. (2016). Assessment methods for sustainable tourism declarations: The case of holiday farms. *Journal of Cleaner Production*, 111, 511–519.

- Chanaron, J. J. (2007). Life Cycle Assessment practices: benchmarking selected European automobile manufacturers. *International Journal of Product Lifecycle Management*, 2(3), 290–311.
- Chang, B., Kendall, A. (2011). Life cycle greenhouse gas assessment of infrastructure construction for California's high-speed rail system. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 16(6), 429–434.
- Chiemchaisri, C., Juanga, J. P., Visvanathan, C. (2007). Municipal solid waste management in Thailand and disposal emission inventory. *Environmental monitoring and assessment*, 135(1), 13–20.
- Christensen, T. H., Bilitewski, B. (2011). Mechanical treatment: Material recovery facilities. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 1, Chapter 7.2, pp. 349–362). Chichester, West Sussex, UK: Wiley.
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T. H., Damgaard, A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling & Software*, 60, 18–30.
- Commission of the European Communities (2005). Taking sustainable use of resources forward: A Thematic Strategy on the prevention and recycling of waste. COM (2005) 666 final. Commission of the European Communities, Brussels, Belgium.
- Cornelissen, A. A. J., Otte, P. F. (1995). Physical investigation of the composition of household waste in the Netherlands. RESULTS 1993. National Institute for Public health and the Environment (RIVM), The Netherlands.
- Dalager, S., Reimann, D. O. (2011). Incineration: Mass balances. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 1, Chapter8.3, pp. 421–429). Chichester, West Sussex, UK: Wiley.
- Dijkema, G. P. J., Reuter, M. A., Verhoef, E. V. (2000). A new paradigm for waste management. *Waste management*, 20(8), 633–638.
- Directive 1999/31/EC of the European Parliament and of the Council (2004) on the landfill of waste, Official Journal of the European Communities L 182, 16.7.1999, 1–19.
- Directive 91/156/EEC of 18 March 1991 amending Directive 75/442/EEC on waste.

Directive 2006/12/EC of the European Parliament and of the Council of the 5 April 2006 on waste.

Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council (2008) on waste and repealing certain Directives, Official Journal of the European Communities L 312, 22.11.2008, 3–30.

Directive 94/62/EC of the European Parliament and Council (1994) on packaging and packaging waste, Official Journal of the European Communities L 365, 31.12.1994, 10–23.

Directive 2000/76/EC of the European Parliament and of the Council (2000) on the incineration of waste, Official Journal of the European Communities L 332, 28.12.2000, 0091 – 0111.

Directive 2008/1/EC of the European Parliament and of the Council of 15 January 2008 concerning integrated pollution prevention and control, Official Journal of the European Communities L 24, 29.1.2008, 8–29.

Dong, J., Chi, Y., Zou, D., Fu, C., Huang, Q., Ni, M. (2014). Comparison of municipal solid waste treatment technologies from a life cycle perspective in China. *Waste Management & Research*, 32(1), 13–23.

Ebisu, V. S. O. V. K., Fuse, V. K. (2005). Fujitsu's approach for eco-efficiency factor. *Fujitsu Sci. Tech. J*, 41(2), 236–241.

Edjabou, M. E., Jensen, M. B., Götze, R., Pivnenko, K., Petersen, C., Scheutz, C., Astrup, T. F. (2015). Municipal solid waste composition: Sampling methodology, statistical analyses, and case study evaluation. *Waste Management*, 36, 12–23.

Environment Agency (2000). Review of the Environment Agency's LCA Software Tool “WISARD”, Environment Agency, Bristol, United Kingdom.

Euro-inspekt Ispitna laboratorija, Doboј, BiH (2010). Izvještaj o ispitivanju otpada, J. P. “DEP-OT”, Regionalna deponija Banja Luka.

Euro-inspekt Ispitna laboratorija, Doboј, BiH (2016). Izvještaj o ispitivanju otpada, J. P. “DEP-OT”, Regionalna deponija Banja Luka.

European Commission (2001). Waste Management Options and Climate Change, Final report to the European Commission, DG Environment.

European Commission (2002). Costs for Municipal Waste Management in the EU. Final Report to Directorate General Environment, Eunomia Research & Consulting.

European Commission (2004). Methodology for the analysis of solid waste (SWA-tool), 5th Framework Program, Vienna, Austria. [Online]. dostupno na: <http://www.wastesolutions.org>, [pristupljeno 10.03.2013.].

European Commission (2008). Guidelines on the interpretation of the R1 energy efficiency formula for incineration facilities dedicated to the processing of municipal solid waste according to Annex II of Directive 2008/98/EC on waste.

European Commission (2010a). Joint Research Centre (JRC) - Institute for Environment and Sustainability: (2011): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Series of guidance documents for good practice in Life Cycle Assessment. First edition 2010 - 2011. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010 and 2011. [Online]. dostupno na: <http://lct.jrc.ec.europa.eu>, [pristupljeno 01.03.2013.].

European Commission (2010b). Joint Research Centre (JRC) – Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. – General guide for Life Cycle Assesment – Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010. [Online]. dostupno na:
http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC48157/ilcd_handbook-general_guide_for_lca-detailed_guidance_12march2010_isbn_fin.pdf, [pristupljeno 01.03.2013.].

European Commission (2010c). Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. First edition March 2010. EUR 24586 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010. [Online]. dostupno na:
<http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-LCIA-Framework-Requirements-ONLINE-March-2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf>, [pristupljeno 01.03.2013.].

European Commission (2012). Use of economic instruments and waste management performances, Final Report to the European Commission (DG ENV), Bio Intelligence Service.

European Commission (2013). Support to Member States in improving Waste Management based on Assessment of MS' performance, BiPRO Final Report for EC, May 2013.

European Commission (2014a). Commission staff working document Bosnia and Herzegovina 2014, Progress report, Communication from the Commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions, Enlargement Strategy and Main Challenges 2014–2015.

European Commission (2014b). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe. COM (2014) 398 final/2.

European Commission (2014). Waste-C-Control, Data Base of Waste Management Technologies, LIFE09 ENV/GR/000294, EPEM, [Online]. dostupno na: <http://www.epem.gr/waste-c-control/database/html/costdata-00.htm>, [pristupljeno 17.06.2017.].

European Commission (2015). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Closing the loop – An EU action plan for the circular economy. COM (2015) 614 final.

European Commission (2017). Communication from the commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. The role of waste-to-energy in the circular economy. COM (2017) 34 final.

European Communities (2011). European Platform on Life Cycle Assessment. [Online]. dostupno na: <http://lct.jrc.ec.europa.eu/eplca>, [pristupljeno 10.05.2013.].

EEA (European Environment Agency) (2014). Waste Prevention in Europe – The Status in 2013; EEA Report No. 9/2014; EEA: Copenhagen, Denmark.

Eurostat (2017). Municipal waste statistics – Statistics explained, Eurostat. [Online]. dostupno na:

http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics, [pristupljeno 11.04.2017.].

Fantin, V., Scalbi, S., Ottaviano, G., Masoni, P. (2014). A method for improving reliability and relevance of LCA reviews: the case of life-cycle greenhouse gas emissions of tap and bottled water. *Science of the Total Environment*, 476, 228–241.

Fehringer, R., Brandt, B., Brunner, P. H., Daxbeck, H., Neumayer, S., Smutny, R. (2004). MFA-MANUAL. Guidelines for the use of material flow analysis (MFA) for municipal solid waste (MSW) management. Project AWAST; Aid in the management and European Comparison of municipal solid waste treatment methods for a global and sustainable approach. Vienna University of Technology & Resource Management Agency.

Fernández-Nava, Y., Del Rio, J., Rodríguez-Iglesias, J., Castrillón, L., Marañón, E. (2014). Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). *Journal of Cleaner Production*, 81, 178–189.

Filimonau, V., Dickinson, J., Robbins, D., Reddy, M. V. (2013). The role of ‘indirect’greenhouse gas emissions in tourism: Assessing the hidden carbon impacts from a holiday package tour. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 54, 78–91.

Finnveden, G., Björklund, A., Moberg, Å., Ekvall, T., Moberg, Å. (2007). Environmental and economic assessment methods for waste management decision-support: possibilities and limitations. *Waste Management & Research*, 25(3), 263–269.

Finkbeiner, M., Hoffmann, R. (2006). Application of life cycle assessment for the environmental certificate of the Mercedes-Benz S-Class (7 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(4), 240–246.

Frankl, P., Rubik, F. (1999). Life-cycle assessment (LCA) in business. An overview on drivers, applications, issues and future perspectives. *Global Nest: the International Journal*, 1(3), 185–194.

Fruergaard, T., Astrup, T. (2011). Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Management*, 31(3), 572–582.

- Giuglano, M., Cernuschi, S., Grossi, M., Rigamonti, L. (2011). Material and energy recovery in integrated waste management systems. An evaluation based on life cycle assessment. *Waste Management*, 31(9), 2092–2101.
- Giusti, L. (2009). A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste management*, 29(8), 2227–2239.
- Goedkoop, M., Spriensma, R. (2000). The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment Methodology. Ministry of VROM, The Hague, The Netherlands. [Online]. dostupno na: www.pre.nl/eco-indicator99, [pristupljeno 15.03.2013.].
- Ghinea, C., Gavrilescu, M. (2010). Decision support models for solid waste management—an overview. *Environmental Engineering and Management Journal*, 9(6), 869–880.
- Ghinea, C., Gavrilescu, M. (2016). Costs analysis of municipal solid waste management scenarios: IASI – Romania case study. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 24(3), 185-199.
- Gottinger, H. W. (1988). A computational model for solid waste management with application. *European Journal of Operational Research*, 35(3), 350–364.
- Guinée, J. B. (Ed.), Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., Van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H. A., De Bruijn, J. A., Van Duin R., Huijbregts, M. A. J. (2002). Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Series: Eco-efficiency in industry and science. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht (Hardbound, ISBN 1-4020-0228-9; Paperback, ISBN 1-4020-0557-1).
- Halkos, G. E., Petrou, K. N. (2016). Moving Towards a Circular Economy: Rethinking Waste Management Practices. *Journal of Economic and Social Thought*, 3(2), 220.
- Haas, G., Wetterich, F., Köpke, U. (2001). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83(1), 43–53.
- Harrison, K. W., Dumas, R. D., Solano, E., Barlaz, M. A., Brill Jr, E. D., Ranjithan, S. R. (2001). Decision support tool for life-cycle-based solid waste management. *Journal of Computing in Civil Engineering*, 15(1), 44–58.

Hauschild, M., Potting, J. (2005). Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment – The EDIP2003 methodology. Environmental News No. 80/2005. Danish Environmental Protection Agency. Danish Ministry of the Environment, Copenhagen, Denmark.

Hauschild, M. Z., Wenzel, H. (1998). Environmental assessment of product. Vol. 2 – Scientific background, Chapman & Hall, United Kingdom, Kluwer Academic Publishers, ISBN 0412 80810 2, Hingham, MA., USA. [Online]. dostupno na: <http://www.lca-center.dk/cms/site.aspx?p=1378>, [pristupljen 10.05.2013.]

Hischier, R., Wäger, P., Gauglhofer, J. (2005). Does WEEE recycling make sense from an environmental perspective?: The environmental impacts of the Swiss take-back and recycling systems for waste electrical and electronic equipment (WEEE). *Environmental Impact Assessment Review*, 25(5), 525–539.

Hjelmar, O., Johnson, A., Comans, R. (2011). Incineration: Solid residues. *Solid Waste Technology & Management, Volume 1 & 2*, 430–462.

Hoornweg, D., Bhada-Tata, P. (2012). What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management. Urban development series; knowledge papers no. 15. World Bank, Washington, DC, World Bank. [Online]. dostupno na: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>, [pristupljen 17.05.2013.]

Hossain, M. 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(6), 337.

Hulgaard, T., Vehlow, J. (2011). Incineration: Process and Technology. *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 1, Chapter 8.1, pp. 365–392). Chichester, West Sussex, UK: Wiley.

IER (2008). EcoSense. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart, 70550 Stuttgart, Germany. [Online]. dostupno na: <http://ecosenseweb.ier.uni-stuttgart.de/>, [pristupljen 11.05.2013.]

IPCC (2007). IPCC Climate Change Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. [Online]. dostupno na: <https://www.ipcc.ch/report/ar4/>, [pristupljen 12.04.2014.]

IPZ Uniprojekt TERRA (2015a). Aneks 1 Strategije – Izvještaj o analizi postojeće situacije, Strategija za upravljanje otpadom u Republici Srbiji.

IPZ Uniprojekt TERRA (2015b). Aneks 2 Strategije – Izvještaj o opcijama zbrinjavanja otpada, Strategija za upravljanje otpadom u Republici Srbiji.

Ismail, S. N. S., Manaf, L. A. (2013). The challenge of future landfill: A case study of Malaysia. *Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences*, 5(6), 86–96.

International Organization for Standardization (ISO) (2006a). Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework., Geneva, Switzerland. Reference number ISO 14040: 2006(E).

International Organization for Standardization (ISO) (2006b). Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, Geneva, Switzerland. Reference number ISO 14044: 2006(E).

Itsubo, N., Inaba, A. (2003). A new LCIA method: LIME has been completed. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(5), 305–305.

Itsubo, N., Sakagami, M., Washida, T., Kokubu, K., Inaba, A. (2004). Weighting across safeguard subjects for LCIA through the application of conjoint analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 196–205.

Jansen, Jes la Coour (2011). Anaerobic digestion: Technology. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 2, Chapter 9.5, pp. 601–617). Chichester, West Sussex, UK: Wiley.

Jensen, M.B., Møller, J., Scheutz, C. (2016). Comparison of the organic waste management systems in the Danish–German border region using life cycle assessment (LCA). *Waste Management*, 49, 491–504.

Kadafa, A. A., Manaf, L. A., Sulaiman, W. N. A., Abdullah, S. H. (2014). Applications of system analysis techniques in Solid Waste Management assessment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(4), 1061–1070.

Karak, T., Bhagat, R. M., Bhattacharyya, P. (2012). Municipal solid waste generation, composition, and management: the world scenario. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(15), 1509–1630.

- Karmperis, A. C., Aravossis, K., Tatsiopoulos, I. P., Sotirchos, A. (2013). Decision support models for solid waste management: Review and game-theoretic approaches. *Waste management*, 33(5), 1290–1301.
- Kaygusuz, K., Avci, A. C., Toklu, E. (2015). Energy from biomass-based wastes for sustainable energy development. *Journal of Engineering Research and Applied Science*, 4(2), 307–316.
- Kemna, R., Van Elburg, M., Li W., Van Holsteijn, R. (2005). MEEUP – Methodology Report. EC, Brussels. (Final version, 28.11.2005).
- Kicherer, A., Schaltegger, S., Tschochohei, H., Pozo, B. F. (2007). Eco-efficiency. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(7), 537.
- Kiddee, P., Naidu, R., Wong, M. H. (2013). Electronic waste management approaches: An overview. *Waste Management*, 33(5), 1237–1250.
- Kirkeby, J. T., Birgisdottir, H., Hansen, T. L., Christensen, T. H., Bhander, G. S., Hauschild, M. (2006). Evaluation of environmental impacts from municipal solid waste management in the municipality of Aarhus, Denmark (EASEWASTE). *Waste Management & Research*, 24(1), 16–26.
- Kotovicová, J., Toman, F., Vaverková, M., Stejskal, B. (2011). Evaluation of waste landfills' impact on the environment using bioindicators. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20(2), 371–377.
- Lagerkvist, A., Ecke, H., Christensen, T. H. (2011). Waste characterization: Approaches and methods. *Solid Waste Technology & Management, Volume 1–2*, 63–84.
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T. H. (2014a). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste management*, 34(3), 573–588.
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z. (2014b). Review of LCA studies of solid waste management systems–Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, 34(3), 589–606.
- Li, W., Huang, Q., Lu, S., Wu, H., Li, X., Yan, J. (2015). Life cycle assessment of the environmental impacts of typical industrial hazardous waste incineration in Eastern China. *Aerosol Air Qual Res*, 15, 242–251.

- Liu, A., Ren, F., Lin, W. Y., Wang, J. Y. (2015). A review of municipal solid waste environmental standards with a focus on incinerator residues. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 4(2), 165–188.
- MacDonald, M. L. (1996). A multi-attribute spatial decision support system for solid waste planning. *Computers, environment and urban systems*, 20(1), 1–17.
- Manfredi, S., Christensen, T. H. (2009). Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling. *Waste management*, 29(1), 32–43.
- Manfredi, S., Niskanen, A., Christensen, T. H. (2009). Environmental assessment of gas management options at the Old Ämmässuo landfill (Finland) by means of LCA-modeling (EASEWASTE). *Waste management*, 29(5), 1588–1594.
- Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T. H. (2010). Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste. *Waste Management*, 30(3), 433–440.
- Markic, D. N., Bjelic, D., Zugic, N., Carapina, H. S., Pesic, Z. S. (2015). Assessment of the impact of Banja Luka landfill on groundwater quality. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 10(2), 271–280.
- Mastellone, M. L., Brunner, P. H., Arena, U. (2009). Scenarios of waste management for a waste emergency area. *Journal of Industrial Ecology*, 13(5), 735–757.
- Marshall, R. E., Farahbakhsh, K. (2013). Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. *Waste Management*, 33(4), 988–1003.
- Mata, T. M., Martins, A. A., Neto, B., Martins, M. L., Romualdo, S., Costa, C. (2012). Lca tool for sustainability evaluations in the pharmaceutical industry. *Chem. Eng. Trans.*, 26.
- Maystre, L. Y., Viret, F. (1995). A goal-oriented characterization of urban waste. *Waste management & research*, 13(3), 207–218.
- Mbande, C. (2003). Appropriate approach in measuring waste generation, composition and density in developing areas: technical paper. *Journal of the South African Institution of Civil Engineering = Joernaal van die Suid-Afrikaanse Instituut van Siviele Ingenieurswese*, 45(3), 2–10.

- McDougall, T., White, P., Franke, M., Hindle, P. (2008). *Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory*, 2nd Edition, Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Meisterling, K., Samaras, C., Schweizer, V. (2009). Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. *Journal of Cleaner Production*, 17(2), 222–230.
- Mihajlov, A., Stevanović Čarapina, H. (2015). Rethinking waste management within the resource-efficient concept. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14(12), 2973–2978.
- Miliūte, J., Kazimieras Staniškis, J. (2010). Application of life-cycle assessment in optimisation of municipal waste management systems: the case of Lithuania. *Waste Management & Research*, 28(4), 298–308.
- Misra, K. B. (1996). Clean production. Environmental and economics perspectives spring-Verlag, Berlin-Germany, Mercedes Druck-Print.
- Møller, J., Christensen, T. H., Jansen, J. la Cour. (2011). Anaerobic digestion: Mass balances and product. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 2, Chapter 9.6, pp. 618–627). Chichester, West Sussex, UK: Wiley
- Morrissey, A. J., Browne, J. (2004). Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste management*, 24(3), 297–308.
- Mosier, A., Kroese, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., Van Cleemput, O. (1998). Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 52(2–3), 225–248.
- Muttalib, O. A., Mohammed Mozaffar Hossain, A. (2016). Quantification and physical composition of household municipal solid waste and people's attitudes towards its final disposal—Chuadanga Municipality, Khulna. *Global Journal of Research In Engineering*, 16(1).
- Ngoc, U. N., Schnitzer, H. (2009). Sustainable solutions for solid waste management in Southeast Asian countries. *Waste management*, 29(6), 1982–1995.
- Niskanen, A., Manfredi, S., Christensen, T. H., Anderson, R. (2009). Environmental Assessment of Ämmässuo Landfill (Finland). *Waste management & Research*, 27, 542–550.

- Norris, G. A. (2002). Impact characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology*, 6(3–4), 79–101.
- Ny, H., MacDonald, J. P., Broman, G., Yamamoto, R., Robért, K. H. (2006). Sustainability constraints as system boundaries: an approach to making life-cycle management strategic. *Journal of Industrial Ecology*, 10(1–2), 61–77.
- Parkes, S. D., Jolley, D. F., Wilson, S. R. (2007). Inorganic nitrogen transformations in the treatment of landfill leachate with a high ammonium load: A case study. *Environmental monitoring and assessment*, 124(1–3), 51–61.
- Pasqualino, J. C., Meneses, M., Abella, M., Castells, F. (2009). LCA as a decision support tool for the environmental improvement of the operation of a municipal wastewater treatment plant. *Environmental science & technology*, 43(9), 3300–3307.
- Passer, A., Kreiner, H., Maydl, P. (2012). Assessment of the environmental performance of buildings: A critical evaluation of the influence of technical building equipment on residential buildings. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(9), 1116–1130.
- Peters, T. A. (1998). Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination*, 119(1–3), 289–293.
- Pfister, S., Koehler, A., Hellweg, S. (2009). Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental science & technology*, 43(11), 4098–4104.
- Pires, A., Martinho, G., Chang, N. B. (2011). Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *Journal of environmental management*, 92(4), 1033–1050.
- Pressley, P. N., Levis, J. W., Damgaard, A., Barlaz, M. A., DeCarolis, J. F. (2015). Analysis of material recovery facilities for use in life-cycle assessment. *Waste Management*, 35, 307–317.
- Prokić, D., Stepanov, J., Stevanović Čarapina, H., Mihajlov, A. (2016). Waste as the cross cutting issue of SDGS. ISWA world congress 2016: 1693–1703.
- Prokic, D., Mihajlov, A. (2012). Contaminated sites. Practice of solid waste management in a developing country (Serbia). *Environment Protection Engineering*, 38(1), 81–90.

- Raghab, S. M., El Meguid, A. M. A., Hegazi, H. A. (2013). Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. *HBRC journal*, 9(2), 187–192.
- Reinhart, D., McCauley-Bell, P. (1996). Methodology for conducting composition studies for discarded solid waste. Report 96-1, University of Central Florida/Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, Gainesville, US.
- Remmen, A., Jensen, A. A., Frydendal, J. (2007). Life cycle management. A business guide to sustainability. UNEP /SETAC, Paris.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of hazardous materials*, 150(3), 468–493.
- Republički zavod za statistiku (Republike Srpske) (2016a). Popis stanovništva, domaćinstava i stanova u Republici Srpskoj 2013. godine. Rezultati popisa.
- Republički zavod za statistiku (Republike Srpske) (2016b). Statistički godišnjak Republika Srpska. Životna sredina 16: 298. [Online]. dostupno na: http://www.rzs.rs.ba/front/article/2240/?left_mi=287&add=287.
- Riber, C., Bhander, G. S., Christensen, T. H. (2008). Environmental assessment of waste incineration in a life-cycle-perspective (EASEWASTE). *Waste Management & Research*, 26(1), 96–103.
- Ristić, M., Vuković, M. (2006). *Upravljanje čvrstim otpadom. Tehnologije prerade i odlaganja čvrstog otpada*. Tehnički fakultet u Boru. Univerzitet u Beogradu.
- Rivett, M. O., Buss, S. R., Morgan, P., Smith, J. W., Bemment, C. D. (2008). Nitrate attenuation in groundwater: a review of biogeochemical controlling processes. *Water research*, 42(16), 4215–4232.
- Rosenbaum, R. (2006). Multimedia and food chain modelling of toxics for comparative risk and life cycle impact assessment. Thesis 3539, Chapter 5 on uncertainties, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL, CH-1015 Lausanne).
- Rosenbaum, R. K., Margni, M., Jolliet, O. (2007). A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts. *Environment international*, 33(5), 624–634.

- Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., Shiina, T. (2009). A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of food engineering*, 90(1), 1–10.
- Ruini, L., Marino, M., Pignatelli, S., Laio, F., Ridolfi, L. (2013). Water footprint of a large-sized food company: the case of Barilla pasta production. *Water Resources and Industry*, 1, 7–24.
- Saouter, E., Hoof, G. V. (2002). A database for the life-cycle assessment of Procter & Gamble laundry detergents. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(2), 103–114.
- Scheutz, C., Mosbæk, H., Kjeldsen, P. (2004). Attenuation of methane and volatile organic compounds in landfill soil covers. *Journal of Environmental Quality*, 33(1), 61–71.
- Seardon, J. K. (2010). Sustainable waste management systems. *Journal of Cleaner Production*, 18(16), 1639–1651.
- Sherwin, C., Bhamra, T. (1999). Beyond engineering: ecodesign as a proactive approach to product innovation. In Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing, 1999. Proceedings. EcoDesign'99: First International Symposium On, 41–46.
- Shonnard, D. R., Kicherer, A., Saling, P. (2003). Industrial applications using BASF eco-efficiency analysis: perspectives on green engineering principles. *Environmental science & technology*, 37(23), 5340–5348.
- Sleeswijk, A. W., Van Oers, L. F., Guinée, J. B., Struijs, J., Huijbregts, M. A. (2008). Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of the total environment*, 390(1), 227–240.
- Službeni glasnik Republike Srpske, (2015). Uredba o odlaganju otpada na deponije, Sl. Gl. RS 36/15. Banja Luka: Službeni glasnik Republike Srpske.
- Službeni glasnik Republike Srpske, (2015). Uredba o upravljanju ambalažom i ambalažnim otpadom, Sl. Gl. RS 36/15. Banja Luka: Službeni glasnik Republike Srpske.
- Službeni glasnik Republike Srpske, (2013). Zakon o upravljanju otpadom. Sl. Gl. RS 111/13. Banja Luka: Službeni glasnik Republike Srpske.

- Spielmann, M., de Haan, P., Scholz, R. W. (2008). Environmental rebound effects of high-speed transport technologies: a case study of climate change rebound effects of a future underground maglev train system. *Journal of Cleaner Production*, 16(13), 1388–1398.
- Stranddorff, H. K., Hoffmann, L., Schmidt, A. (2005). Impact categories, normalisation and weighting in LCA, updated on selected EDIP97-data. Environmental News No. 78 2005. Danish Environmental Protection Agency. Danish Ministry of the Environment, Copenhagen, Denmark.
- Starostina, V., Damgaard, A., Rechberger, H., Christensen, T. H. (2014). Waste management in the Irkutsk Region, Siberia, Russia: Environmental assessment of current practice focusing on landfilling. *Waste Management & Research*, 32(5), 389–396.
- Steen, B. (1999). A Systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000-general system characteristics; CPM report 1999:4, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.
- Stevanović Čarapina, H., Jovović, A., Stepanov, J. (2011a). Ocena životnog ciklusa LCA (Life Cycle Assessment) kao instrument u strateškom planiranju upravljanja otpadom. Educons Univerzitet, Fakultet zaštite životne sredine, Sremska Kamenica.
- Stevanović Čarapina, H., Mihajlov, A., Stepanov, J., Savić, D. (2010). Uspostavljanje održivog sistema upravljanja otpadom – primena koncepta: Ocenjivanje životnog ciklusa, V simpozijum „Reciklažne tehnologije i održivi razvoj“, Soko Banja, 2010, 29–35.
- Stevanović Čarapina, H. D., Stepanov, J. M., Prokić, D. C., Ćurčić, Lj. Lj., Žugić Drakulić, N. V., Mihajlov, A. N. (2013). Značaj pouzdanosti podataka o generisanju otpada u procesu donošenja odluke o izboru opcije upravljanja otpadom u opštini Bor. *Reciklaža i održivi razvoj*, 6, 1–7.
- Stevanović Čarapina, H. D., Stepanov, J. M., Savić, D. C., Mihajlov, A. N. (2011b). Emisija toksičnih komponenti kao faktor izbora najbolje opcije za upravljanje otpadom primenom koncepta ocenjivanja životnog ciklusa, *Hemiska industrija*, 65 (2), 2011, 205–211.

Strategija upravljanja čvrstim otpadom u BiH. (2000). Phare program Evropske unije, Faircloth, P., Witton, K., Campbell, D., Brown, K. AEA Technology Environment.

Strategija upravljanja otpadom za period 2017-2026 (2017). Ministarstvo za prostorno uređenje, građevinarstvo i ekologiju, Republika Srpska.

Tanskanen, J. H. (2000). Strategic planning of municipal solid waste management. *Resources, conservation and recycling*, 30(2), 111–133.

Themelis, N. J., Ulloa, P. A. (2007). Methane generation in landfills. *Renewable Energy*, 32(7), 1243–1257.

Tian, H., Xu, X., Lu, C., Liu, M., Ren, W., Chen, G., Liu, J. (2011). Net exchanges of CO₂, CH₄, and N₂O between China's terrestrial ecosystems and the atmosphere and their contributions to global climate warming. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G2).

Toffoletto, L., Bulle, C., Godin, J., Reid, C., Deschênes, L. (2007). LUCAS-A new LCIA method used for a Canadian-specific context. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(2), 93–102.

Topić, M., Preradović, Lj., Stanković, M., Zimmmermann, F., Fischer, W., Preradović, G., Pešević, D., Topić, D. (2013). Upravljanje otpadom u Republici Srpskoj: Analiza postojećeg stanja sa posebnim osvrtom na komunalna preduzeća. Međunarodno udruženje naučnih radnika – AIS; Grac, Institut za geografiju i regionalno istraživanje Karl Frances. Banja Luka.

Turner, D. A., Williams, I. D., Kemp, S. (2016). Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. *Journal of Cleaner Production*, 129, 234–248.

UN (2015). Transform our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development from UN General. [Online]. dostupno na: <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld/publication>, [pristupljeno 10.07.2016.].

UNEP (2011). Towards a green economy. Waste – Investing in energy and resource efficiency. United Nations Environment Programme.

UNEP (2015). Global Waste Management Outlook. United Nations Environment Programme. [Online]. dostupno na: <http://web.unep.org/ourplanet/september->

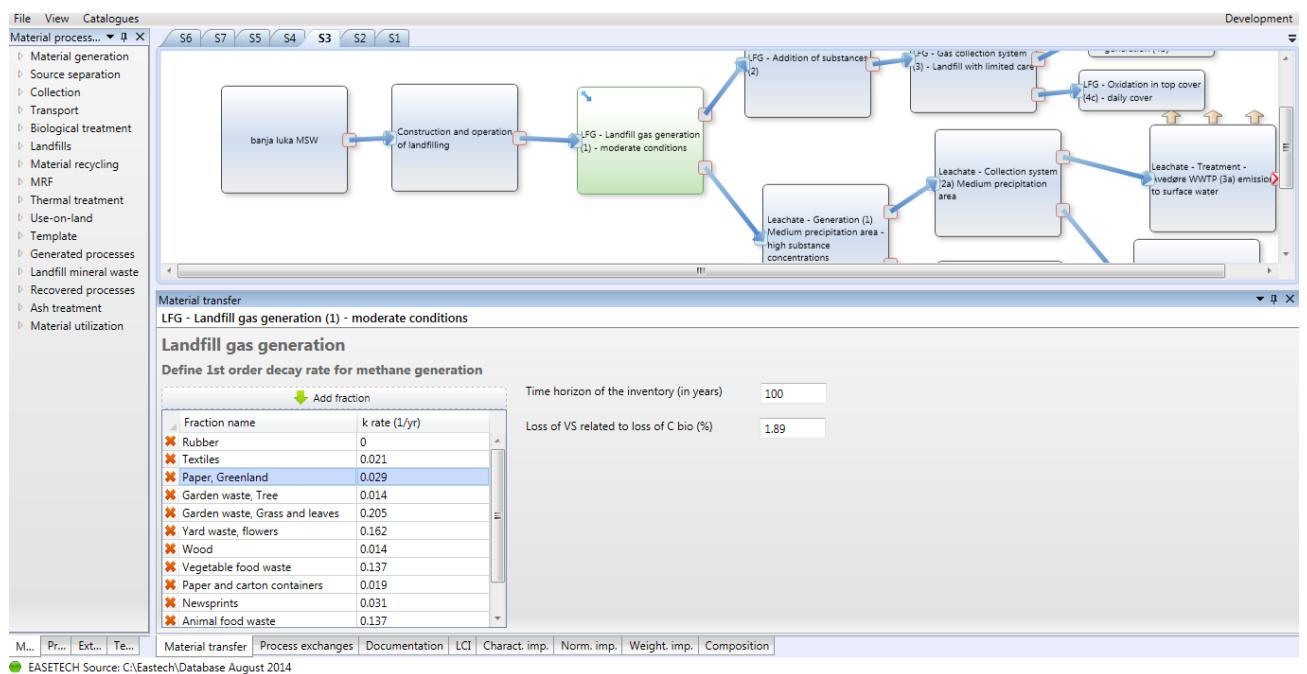
2015/unep-publications/global-waste-management-outlook,
[pristupljeno
10.07.2016.].

- Ushikoshi, K., Kobayashi, T., Uematsu, K., Toji, A., Kojima, D., Matsumoto, K. (2002). Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination*, 150(2), 121–129.
- Van Middelaar, C. E., Cederberg, C., Gerber, P. J., Persson, M., De Boer, I. J. M. (2016). The importance of a life cycle approach for valuing carbon sequestration. In: *Book of Abstracts of the 10th international conference on Life Cycle Assessment of Food*.
- Van Zelm, R., Huijbregts, M. A., Van Jaarsveld, H. A., Reinds, G. J., De Zwart, D., Struijs, J., Van de Meent, D. (2007). Time horizon dependent characterization factors for acidification in life-cycle assessment based on forest plant species occurrence in Europe. *Environmental science & technology*, 41(3), 922–927.
- Vaverková, M., Toman, F., Kotovicová, J. (2012). Research into the occurrence of some plant species as indicators of landfill impact on the environment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21(3), 755–762.
- Vehlow, J., Dalager, S. (2011). Incineration: Flue gas cleaning and emissions. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 1, Chapter 8.2, pp. 393–420). Chichester, West Sussex, UK: Wiley
- Vujić, G., Jovičić, N., Redžić, N., Jovičić, G., Batinić, B., Stanisavljević, N., Abuhress, O. A (2010). A fast method for the analysis of municipal solid waste in developing countries – case study of Serbia. *Environmental Engineering and Management Journal*, 9, 1021–1029.
- Vujić, G., Ubavin, D., Stanisavljević, N., Batinić, B. (2012). Upravljanje otpadom u zemljama u razvoju. Fakultet tehničkih nauka Novi Sad.
- Zhao, Y., Christensen, T. H., Lu, W., Wu, H., Wang, H. (2011). Environmental impact assessment of solid waste management in Beijing City, China. *Waste management*, 31(4), 793–799.
- Zurbrügg, C., Gfrerer, M., Ashadi, H., Brenner, W., Küper, D. (2012). Determinants of sustainability in solid waste management – The Gianyar Waste Recovery Project in Indonesia. *Waste Management*, 32(11), 2126–2133.
- Weiland, P. (2010). Biogas production: current state and perspectives. *Applied microbiology and biotechnology*, 85(4), 849–860.

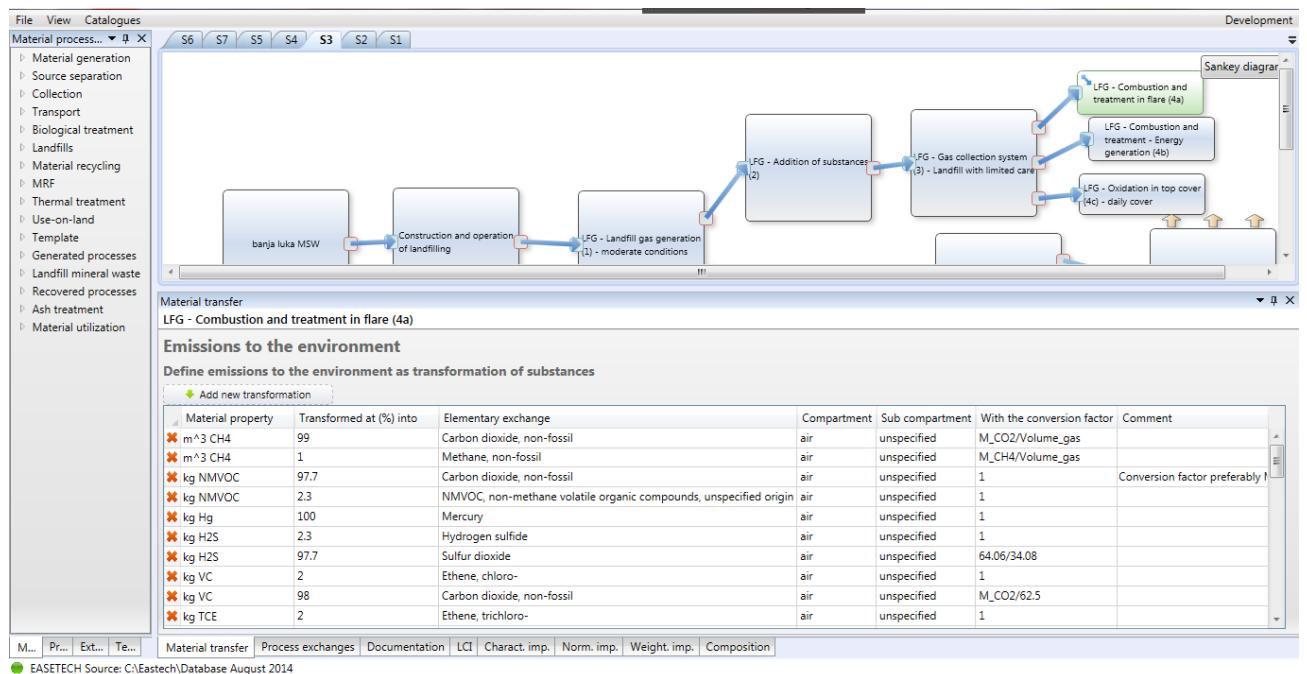
- Weitz, K., Barlaz, M., Ranjithan, R., Brill, D., Thorneloe, S., Ham, R. (1999). Life cycle management of municipal solid waste. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(4), 195–201.
- Wenzel, H., Hauschild M. Z., Alting, L. (1997). Environmental assessment of products. Vol. 1 – Methodology, tools and case studies in product development, 544 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA. ISBN 0 412 80800 5.
- Wernet, G., Conradt, S., Isenring, H. P., Jiménez-González, C., Hungerbühler, K. (2010). Life cycle assessment of fine chemical production: a case study of pharmaceutical synthesis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(3), 294–303.
- White, P., Dranke, M., Hindle, P., (2012). Integrated solid waste management: a lifecycle inventory. Springer Science & Business Media.
- Winkler, J. (2003). Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. PHd thesis, Technische Universitet Dresden, Germany.
- Wisznioski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J. V. (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 4(1), 51–61.
- World Bank (2011). Solid Waste Management in Bulgaria, Croatia, Poland, and Romania. A cross-country analysis of sector challenges towards EU harmonization. Report No. 60078-ECA, World Bank, Washington DC, USA.
- World Bank (2012). World Development Report, Development and Environment, New York. Paper No 13.

PRILOZI

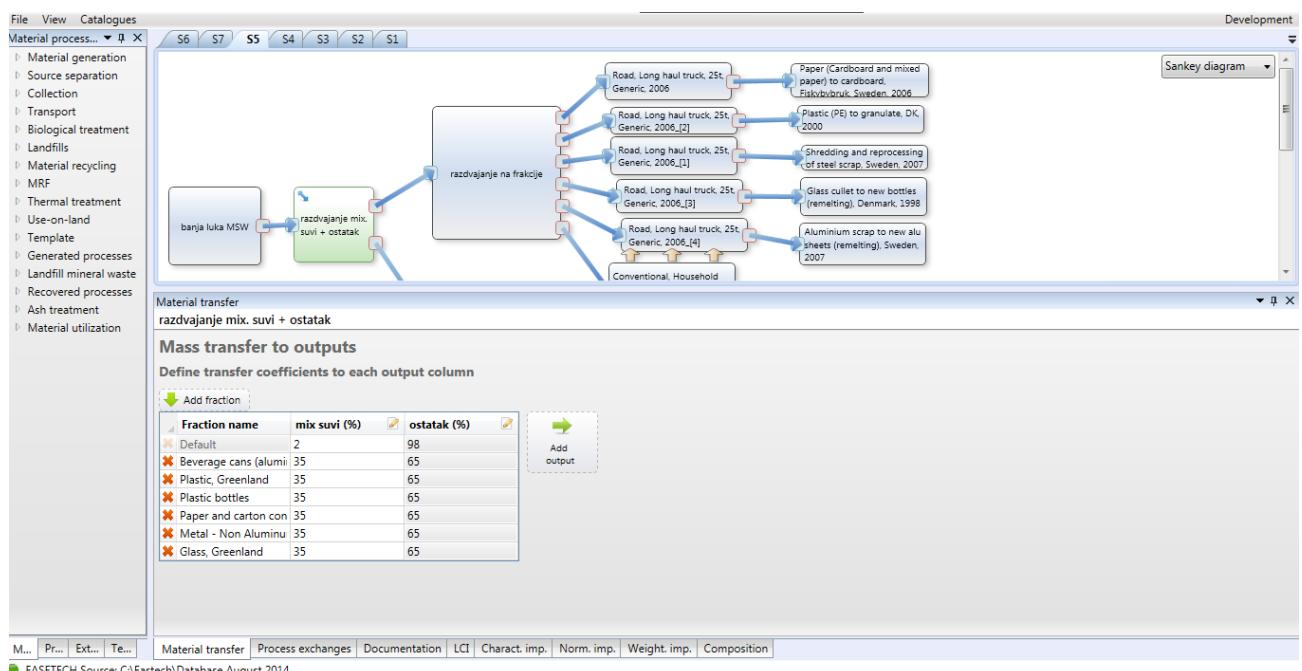
Primjer faktora konverzije prilikom nastanka deponijskog gasa



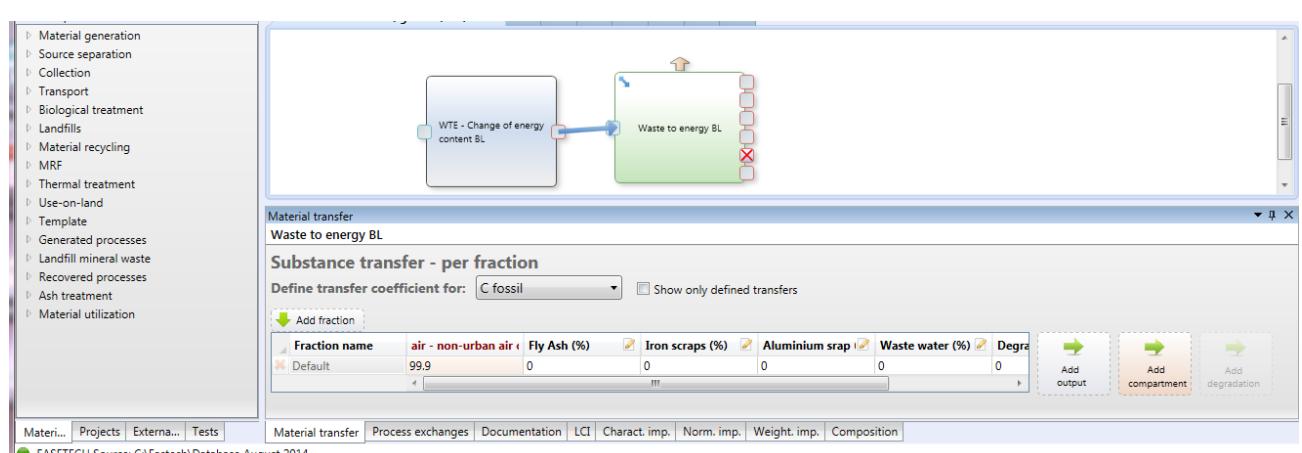
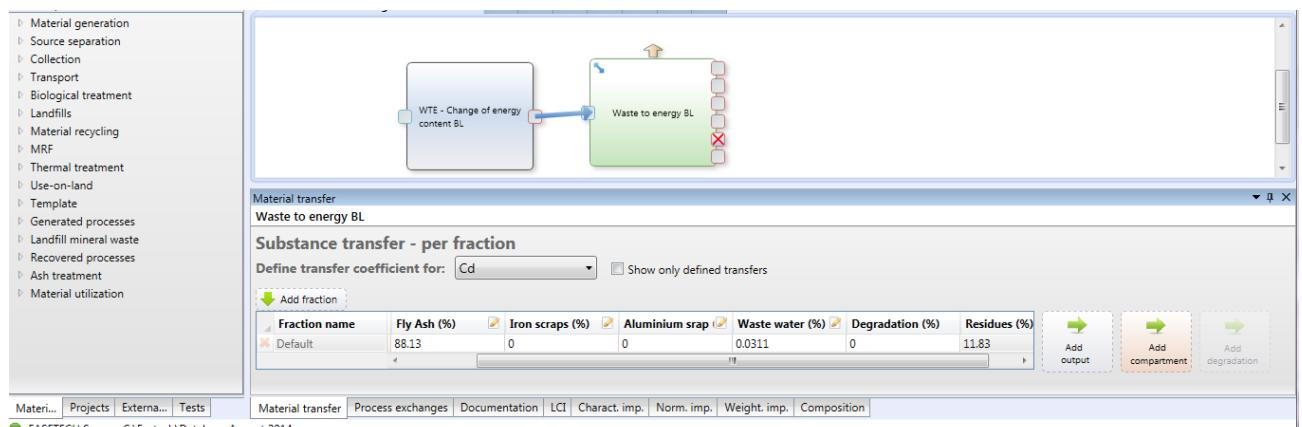
Primjer faktora konverzije za spaljivanje deponijskog gasa na baklji

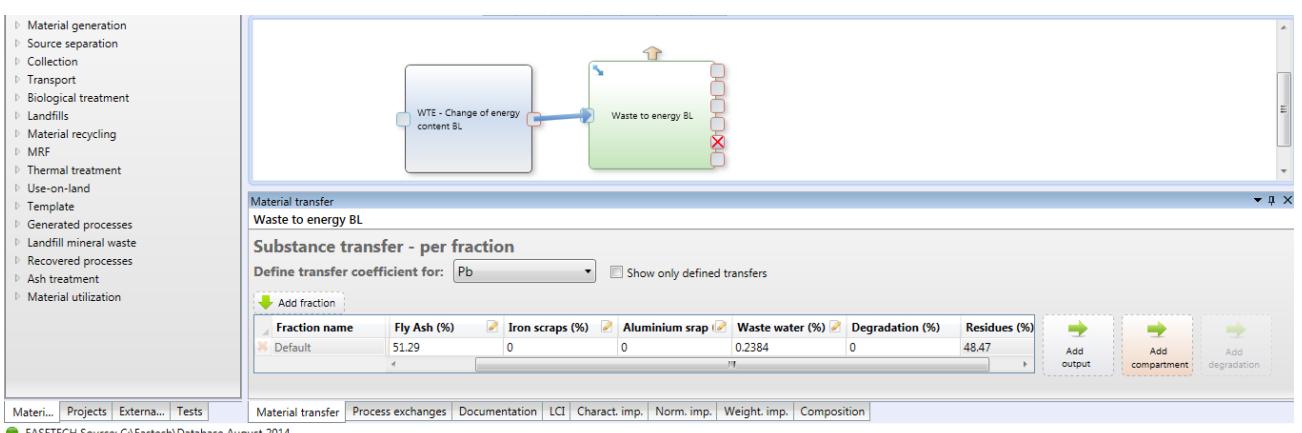
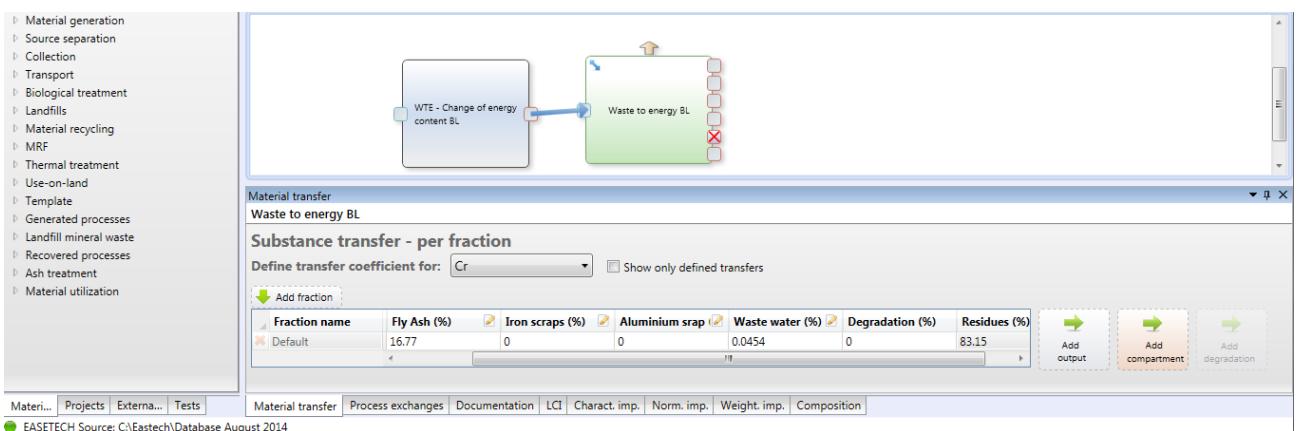


Primjer faktora konverzije za razdvajanje ambalažnog otpada

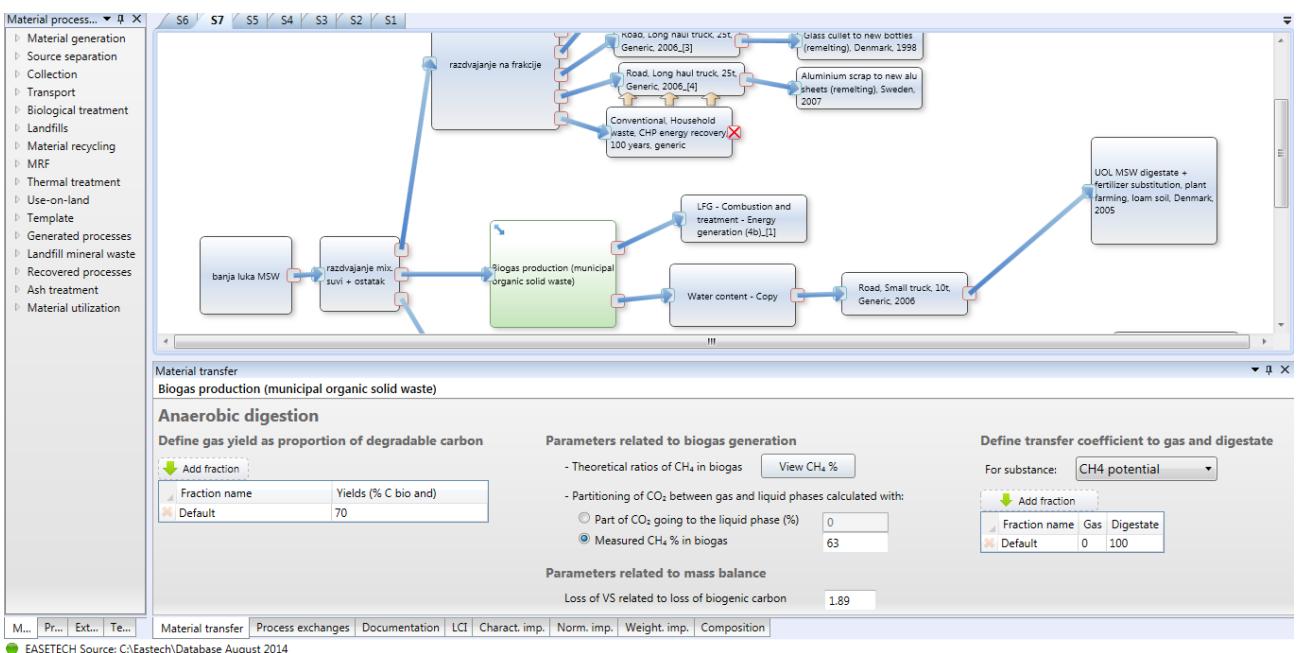


Primjeri faktora konverzije za insineraciju otpada





Primjer faktora konverzije za anaerobnu digestiju



O AUTORU

Mr Draženko Bjelić rođen je 2.6.1969. godine u Mrkonjić Gradu. Diplomirao je na Tehnološkom fakultetu Univerziteta u Banjoj Luci 1998. godine sa prosječnom ocjenom 8,46. Postdiplomske studije završio je na Tehnološkom fakultetu Univerziteta u Banjoj Luci sa prosječnom ocjenom 9,88. Magistarski rad pod nazivom „Neutralizaciono taloženje više različitih metala iz galvanskih otpadnih voda uz ispunjavanje ISO standarda za zaštitu okoline“ odbranio je 2007. godine.

Mr Draženko Bjelić je od 10.7.1998. do 7.4.1999. godine radio kao stručni saradnik na Tehnološkom fakultetu u Banjoj Luci, u Zavodu za hemijsko inženjerstvo. Od 7.4.1999. do 30.4.2004. godine radio je kao asistent na Tehnološkom fakultetu u Banjoj Luci, u Zavodu za hemijsko inženjerstvo, i kao koordinator na DAAD projektu “Upravljanje čvrstim otpadom”.

Od 1.5.2004. godine zaposlen je u JP “DEP-OT” Regionalna deponija u Banjoj Luci, gdje je obavljao poslove projekt menadžera na projektu Svjetske banke “Upravljanje čvrstim otpadom u BiH” i poslove tehničkog direktora. Od 4.3.2011. godine obavlja poslove rukovodioca razvoja.

Mr Draženko Bjelić je više puta boravio u inostranstvu na stručnim seminarima i usavršavanju u oblasti upravljanja čvrstim otpadom.

Uspješno je završio i dva specijalistička kursa za studente doktorskih studija na Danskom tehničkom univerzitetu, Departman za zaštitu životne sredine, i to:

- “Modelovanje procjene životnog ciklusa (LCA) sistema čvrstog otpada – EASEWASTE model”, K. Lingbi, Danska, juni 2010. godine i
- “Napredna procjena uticaja na životnu sredinu ‘Waste-To-Energy’ tehnologija”, K. Lingbi, Danska, novembar 2011. godine.

Sredinom 2012. godine prijavio je temu za izradu doktorske disertacije pod nazivom “Razvoj optimalnog modela upravljanja komunalnim otpadom za Banja Luku primjenom procjene životnog ciklusa”. U svom dosadašnjem radu kandidat je radio na izradi većeg broja studija, planova i projekata iz oblasti upravljanja otpadom i zaštite životne sredine. Autor je većeg broja stručnih i naučnih radova iz oblasti zaštite životne sredine. Kandidat ima objavljena četiri naučna rada u međunarodnim časopisima sa SCI liste, od kojih su dva iz teme doktorske disertacije.

UNIVERZITET U BANJOJ LUCI
PODACI O AUTORU ODBRANJENE DOKTORSKE DISERTACIJE

Ime i prezime autora disertacije: Draženko Bjelić

Datum, mjesto i država rođenja autora: 2.6.1969. godine, Mrkonjić Grad, Bosna i Hercegovina

Naziv završenog fakulteta autora i godina diplomiranja: Tehnološki fakultet u Banjoj Luci, 1998. godine

Datum odbrane magistarskog rada autora: 7.9.2007. godine

Naslov magistarskog rada autora: „Neutralizaciono taloženje više različitih metala iz galvanskih otpadnih voda uz ispunjavanje ISO standarda za zaštitu okoline“

Akademска titula koju je autor stekao odbranom magistarskog rada: magistar hemijskog inženjerstva

Akademска titula koju je autor stekao odbranom doktorske disertacije:

Naziv fakulteta na kome je doktorska disertacija odbranjena:

Naziv doktorske disertacije i datum odbrane:

Naučna oblast disertacije prema CERIF šifarniku:

Imena mentora i članova komisije za odbranu doktorske disertacije:

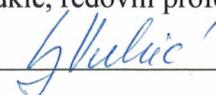
Mentor, član:

Dr Andelka Mihajlov, redovni profesor



Predsjednik:

Dr Ljiljana Vukić, redovni profesor



Član:

Dr Marina Ilić, redovni profesor



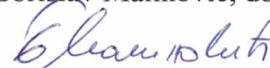
Član:

Dr Miloš Sorak, redovni profesor



Član:

Dr Borislav Malinović, docent



U Banjoj Luci, dana 03. 11. 2017.

Dekan



Prof. dr Ljiljana Vukić

Izjava 1

IZJAVA O AUTORSTVU

**Izjavljujem da je
doktorska disertacija**

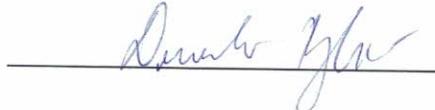
Naslov rada: RAZVOJ OPTIMALNOG MODELA UPRAVLJANJA KOMUNALNIM OTPADOM ZA BANJA LUKU PRIMJENOM PROCJENE ŽIVOTNOG CIKLUSA

Naslov rada na engleskom jeziku: DEVELOPMENT OF THE MUNICIPAL WASTE MANAGEMENT OPTIMAL MODEL FOR BANJA LUKA BY APPLICATION OF THE LIFE CYCLE ASSESSMENT

- rezultat sopstvenog istraživačkog rada;
- da doktorska disertacija, u cjelini ili u dijelovima, nije bila predložena za dobijanje bilo koje diplome prema studijskim programima drugih visokoškolskih ustanova;
- da su rezultati korektno navedeni i
- da nisam kršio autorska prava i koristio intelektualnu svojinu drugih lica.

U Banjoj Luci, dana 3. 11. 2019.

Potpis doktoranta



Izjava 2

Izjava kojom se ovlašćuje Univerzitet u Banjoj Luci da doktorsku disertaciju učini javno dostupnom

Ovlašćujem Univerzitet u Banjoj Luci da moju doktorsku disertaciju pod naslovom

RAZVOJ OPTIMALNOG MODELA UPRAVLJANJA KOMUNALNIM OTPADOM ZA BANJA LUKU PRIMJENOM PROCJENE ŽIVOTNOG CIKLUSA,

koja je moje autorsko djelo, učini javno dostupnom.

Doktorsku disertaciju sa svim prilozima predao/-la sam u elektronskom formatu pogodnom za trajno arhiviranje.

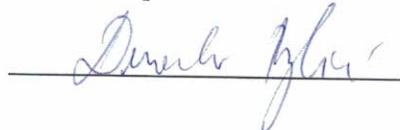
Moju doktorsku disertaciju pohranjenu u digitalni.repositorijum.unibl.ac.ba Univerziteta u Banjoj Luci mogu da koriste svi koji poštaju odredbe sadržane u odabranom tipu licence Kreativne zajednice (Creative Commons) za koju sam se odlučio/-la.

1. Autorstvo
2. Autorstvo – nekomercijalno
3. Autorstvo – nekomercijalno – bez prerade
4. Autorstvo – nekomercijalno – dijeliti pod istim uslovima
5. Autorstvo – bez prerade
6. Autorstvo – dijeliti pod istim uslovima

(Molimo da zaokružite samo jednu od šest ponuđenih licenci, kratak opis licenci dat je na poleđini lista).

U Banjoj Luci, dana 3. 11. 2017.

Potpis doktoranta



Izjava 3

Izjava o identičnosti štampane i elektronske verzije doktorske disertacije

Ime i prezime autora Draženko Bjelić
Naslov rada Razvoj optimalnog modela upravljanja komunalnim otpadom za Banja Luku primjenom procjene životnog ciklusa
Mentor Prof. dr Andelka Mihajlov

Izjavljujem da je štampana verzija moje doktorske disertacije identična elektronskoj verziji koju sam predao za digitalni repozitorijum Univerziteta u Banjoj Luci.

U Banjoj Luci, dana 3. 11. 2017.

Potpis doktoranta



УНИВЕРЗИТЕТ У БАЊОЈ ЛУЦИ
ФАКУЛТЕТ:



UNIVERSITET U BANJA LUKI
TEHNOLOŠKI FAKULTET
BANJA LUKA

| | | |
|---------------|-------------|------------|
| Primljenio: | 01.09.2017. | PRILOGA: |
| ORG. JED. | BROJ | AKT. ŠIFRA |
| 15/1. 1327/17 | | |
| VRJEDNOST: | | |

ИЗВЈЕШТАЈ
о оцјени урађене докторске дисертације

I ПОДАЦИ О КОМИСИЈИ

Наставно-научно вијеће Технолошког факултета Универзитета у Бањој Луци на 15. редовној сједници одржаној 10.07.2017. године донијело је Одлуку о именовању Комисије за оцјену и одбрану урађене докторске дисертације под називом *Развој оптималног модела управљања комуналним отпадом за Бању Луку примјеном пројектне животног циклуса*, кандидата мр Драженка Ђелића у слједећем саставу:

1. Др Љиљана Вукић, редовни професор, Технолошки факултет, Универзитет у Бањој Луци, ужа научна област Еколошко инжењерство, предсједник,
2. Др Анђелка Михајлов, редовни професор, Факултет техничких наука, Универзитет у Новом Саду, ужа научна област Инжењерство заштите животне средине, члан,
3. Др Марина Илић, редовни професор, Универзитет УНИОН-Никола Тесла, Београд, Факултет за екологију и заштиту животне средине, ужа научна област Управљање отпадом и одрживи развој, члан,
4. Др Милош Сорак, редовни професор, Технолошки факултет, Универзитет у Бањој Луци, ужа научна област Индустриско инжењерство и менаџмент, члан,
5. Др Борислав Малиновић, доцент, Технолошки факултет, Универзитет у Бањој Луци, ужа научна област Електрохемијско инжењерство, члан.

II ПОДАЦИ О КАНДИДАТУ

- 1) Име, име једног родитеља, презиме: Драженко (Станко) Ђелић.
- 2) Датум рођења, општина, држава: 02.06.1969. године, Mrkočić Grad, Bosna i Hercegovina.
- 3) Назив универзитета и факултета и назив студијског програма академских студија II циклуса, односно послиједипломских магистарских студија и стечено стручно/научно звање: Универзитет у Бањој Луци, Технолошки факултет, Хемијско инжењерство, магистар техничких наука из области хемијског инжењерства.
- 4) Факултет, назив магистарске тезе, научна област и датум одбране магистарског рада: Технолошки факултет у Бањој Луци, *Неутрализационо таложење више различитих метала из галваничких отпадних вода уз испуњавање ISO стандарда за заштиту околине*, Инжењерство и технологија, 07.09.2007. године.
- 5) Научна област из које је стечено научно звање магистра наука/академско звање мастер: Инжењерство и технологија/Хемијско инжењерство.

- 6) Година уписа на докторске студије и назив студијског програма:
2012. година, Хемијско инжењерство.

III УВОДНИ ДИО ОЦЛЕНЕ ДОКТОРСКЕ ДИСЕРТАЦИЈЕ

- 1) Наслов докторске дисертације:

Развој оптималног модела управљања комуналним отпадом за Бања Луку примјеном пројене животног циклуса

- 2) Вријеме и орган који је прихватио тему докторске дисертације:

Наставно-научно вијеће Технолошког факултета на 38. Редовној сједници , одржаној 07.06.2012. године, донијело је одлуку о усвајању Извјештаја Комисије о оцјени и подобности теме и кандидата мр Драженка Ђелића. Сенат Универзитета у Бањој Луци на 4. Сједници, одржаној 17.07.2012. године, дао је сагласност на Извјештај о оцјени подобности теме и кандидата за израду докторске дисертације на Технолошком факултету докторанта мр Драженка Ђелића под насловом: *Развој оптималног модела управљања комуналним отпадом за Бања Луку примјеном пројене животног циклуса.*

- 3) Садржај докторске дисертације са страничењем:

Докторска дисертација је урађена у складу са Правилником о садржају, изгледу и дигиталном репозиторијуму докторских дисертација на Универзитету у Бањој Луци и садржи шест поглавља како слиједи:

1. Увод (стр. 1-3),
2. Теоретски дио (стр. 4-61),
3. Експериментални дио (стр. 62-75),
4. Резултати и дискусија (стр. 76-133),
5. Закључна разматрања (стр. 134-139) и
6. Литература (140-159).

У нумерију нису укључени подаци о ментору и дисертацији на српском и енглеском језику, листе табела, слика, графика и скраћеница, прилози, подаци о аутору и три изјаве.

- 4) Истачи основне податке о докторској дисертацији: обим, број табела, слика, шема, графикона, број цитиране литературе и навести поглавља.

Дисертација је написана латиничним писмом на 159 страница нумерисаног текста и садржи 44 табеле, 25 слика и 41 график. У дисертацији је коришћено 198 литературних навода. Литературни наводи су новијег датума, веома су актуелни и у складу су са тематиком која је обрађена.

Дисертација садржи шест поглавља: Увод, Теоретски дио, Експериментални дио, Резултати и дискусија, Закључна разматрања и Литература. Осим наведених поглавља, дисертација садржи податке о ментору и дисертацији на српском и енглеском језику са резимеом на српском и енглеском језику, листе табела, слика, графика и скраћеница, прилоге, податке о аутору и три изјаве.

IV УВОД И ПРЕГЛЕД ЛИТЕРАТУРЕ

- 1) Укратко истачи разлоге због којих су истраживања предузета и представити проблем,

предмет, циљеве и хипотезе;

Убрзани индустриски развој, интензивно коришћење природних ресурса, стварање потрошачки оријентисаног друштва, економски раст, раст животног стандарда становништва, раст популације и све већи степен урбанизације има за посљедицу стварње најприсутнијег и најраспрострањенијег „производа“ – отпада. Повећана продукција отпада, нарочито ако је праћено неадекватним рјешењима управљања отпадом, може узроковати загађење животне средине, угрожавање здравља људи те уништења природних ресурса. Основни циљ је успостављање одрживог интегралног управљања отпадом, односно управљање отпадом на начин који неће угрожавати животну средину и здравље људи, те очување ресурса.

Предмет ове дисертације је развој оптималног модела управљања комуналним отпадом на примјеру бањалучке регије, кроз унапређење тренутног система управљања комуналним отпадом са моделованим системима управљања отпадом, примјеном иновативног алата оцјене животног циклуса (енг. Life Cycle Assessment - LCA).

Циљ овог рада је:

- Анализа и испитивање састава комуналног отпада;
- Развој различитих модела управљања отпадом кроз сагледавање нових система третмана отпада као што су: депоновање са сакупљањем и искоришћавањем депонијског гаса, сортирање материјала у постројењу за издавање корисних компоненти из отпада (енг. Material Recovery Facility - MRF) и њихова рециклажа, третман органског отпада анаеробном дигестијом, те спаљивање (инсинерација) комуналног отпада у циљу добијања топлотне и електричне енергије;
- Процјена утицаја на животну средину и здравље људи моделованих сценарија управљања отпадом;
- Компарадија моделованих сценарија управљања отпадом са аспекта категорија утицаја на животну средину и људско здравље, те избор оптималног модела управљања отпадом.

Постављени циљеви истраживања издвојили су следеће хипотезе, које су се требале потврдити кроз добијене резултате:

- Садашњи систем управљања отпадом у бањалучкој регији који је базиран на одлагању цјелокупног генерисаног комуналног отпада на депонију, не задовољава ни минималне услове за смањење негативног утицаја на животну средину;
- Познавање састава и карактеристика отпада је веома важно у циљу валидности процјене искоришћавања отпада за добијање нових сировина (производа) или за добијање енергије;
- Помоћу LCA могуће је предложити побољшања у садашњем систему управљања комуналним отпадом у циљу развоја оптималног модела управљања отпадом;
- Помоћу EASETECH модела могуће је спровести поређење више различитих технологија управљања комуналним отпадом у циљу развоја оптималног модела управљања отпадом;
- LCA се мора прилагодити локалним условима и перформансама сваког анализираног система управљања отпадом;
- Ако се отпадом рукује одговорно и на одговарајући начин, отпад се може

користити као вриједан ресурс, тј. замјена за фосилне изворе енергије, уз знатно смањење локалних и глобалних негативних утицаја на животну средину.

- 2) На основу прегледа литературе сажето приказати резултате претходних истраживања у вези проблема који је истраживан (водити рачуна да обухвата најновија и најзначајнија сазнања из те области код нас и у свијету);

Управљање отпадом се дефинише као систематска контрола настанка, прикупљања, складиштења, транспорта, одвајања на извору, третмана, поновне употребе и одлагања чврстог отпада. Развијене земље теже ка томе да што мање отпада заврши на депонији, а да се што више поново искористи, рециклира и употреби у енергетске сврхе.

Тренутна количина комуналног отпада која се генерише током једне године у свијету износи 17 милијарди тона, а предвиђања су да ће се у 2050. години та цифра повећати на 27 милијарди тона отпада (Laurent et al., 2014a). Тренутни трошак управљања комуналним отпадом у свијету износи 206 милијарди \$, а предвиђања су да ће трошак управљања отпадом у 2025. години нарасти до 376 милијарди \$ (Kaygusuz et al., 2015).

Још увијек, депоновање отпада је најјефтинији и највише коришћен начин збрињавања отпада у свијету (Aljarradin and Persson, 2012; Ismail and Manaf, 2013).

Количина отпада зависи од броја становника, економског раста, те ефикасности система сакупљања и рециклаже отпада (Chiemchaisri et al., 2007).

Слабо развијене земље генеришу у просјеку од 0,6 до 1 kg, средње развијене од 0,8 до 1,5 kg, а најразвијеније земље продукују између 1,1 kg до 4,5 kg отпада по становнику у току дана (Karak et al., 2012; World Bank, 2012).

Састав отпада се разликује код развијених и слабо развијених земаља. У развијеним земљама, односно земљама које имају висок приход по глави становника, у саставу отпада доминира пластика, картон и папир, док је удио органског отпада мали. С друге стране, код средње и слабо развијених земаља, тј. оних које имају средњи или низак приход по становнику, у отпаду доминира органска фракција, док је удио амбалаже мањи (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012).

Управљање отпадом у нашем региону је још увијек на јако ниском нивоу, и питање креирања политике управљања отпадом у земљама Балкана врло је важно (Mihajlov and Stevanović Čarapina, 2015). У Хрватској се још увијек улажу напори у санацију постојећих депонија и успостављање система сакупљања селектованог отпада. У Црној Гори је недавно креирана стратегија за управљање отпадом. У Србији је присутно око 180 депонија које су највећим дијелом дивље и неуређене, односно одлагање отпада је још увијек најзаступљенија опција збрињавања отпада (Prokic and Mihajlov, 2012). Само неколико регионалних депонија у Србији, које су изграђене или се граде, испуњавају предвиђене стандарде.

Управљање отпадом у РС је просторно планском документацијом организовано на регионалном концепту и чини га осам регија (Strategije upravljanja otpadom, 2017). Према Републичком заводу за статистику Републике Српске, 2016b у РС има укупно 43 депоније, од чега су само депоније у Бањој Луци, Зворнику и Бијељини санитарне, док су преосталих 40 депонија дивље и неуређене, те неприлагођене данас важећим стандардима за депоновање отпада.

Управљање отпадом се дефинише као систематска контрола настанка, прикупљања, складиштења, транспорта, одвајања на извору, третмана, поновне употребе и одлагања чврстог отпада. Развијене земље теже ка томе да што мање отпада заврши на депонији, а да се што више отпада рециклира и користи више пута. Важан покретач у овом смислу је хијерархија управљања отпадом.

Први и најважнији корак у овој хијерархији јесте смањивање или избјегавање настанка отпада на самом мјесту настанка, а када се већ генерише, предност и препорука је да се тај отпад поново врати у употребу или користи више пута, потом сlijеди рециклажа и искоришћавање отпада за добијање енергије и, на крају, најмање пожељна опција третмана отпада је одлагање на депоније (Halkos and Petrou, 2016).

У овој дисертацији разматране су слједеће технологије управљања отпадом: депоновање, рециклажа, спаљивање (инсинерација) и анаеробна дигестија.

Депоновање отпада један је од процеса у систему управљања отпадом. Санитарна депонија се може дефинисати као метод одлагања отпада на земљишту без стварања сметњи и опасности за здравље и јавну сигурност, кориштењем савремених инжењерских принципа ограничавања простора на којем се одлаже отпад на најмању могућу површину, те свакодневним или, по потреби, чешћим прекривањем одложеног отпада слојем земље (Raghab et al., 2013). Одложени отпад на депонији се разлаже многобројним комплексним биохемијским и физичким процесима, при чему се продукују процједне воде и депонијски гас (Vaverková et al., 2012) те, уколико није контролисана њихова емисија, могу узроковати проблеме у животној средини и по здравље људи (Kotovicová et al., 2011). Неки од проблема који су везани за депонију јесу појава пожара и експлозија, оштећење вегетације, непријатни мириси, загађивање површинских и подземних вода, те загађивање ваздуха и земљишта (Calvo et al., 2005).

Да би се корисне компоненте отпада могле рециклирати, потребно их је претходно издвојити из мијешаног комуналног отпада. Рециклажа материјала из комуналног отпада обухвата четири фазе (Ristić i Vuković, 2006; Vujić i dr., 2012): издвајање материјала из отпадног тока, међуфаза или претпроцесирање (сортирање и компактирање), транспорт, завршна обрада у циљу обезбеђивања сировина за производња или крајњих производа. У зависности од тога да ли се рециклажни отпад одваја директно на мјесту настанка у посебну посуду, а потом раздваја на фракције у постројењу за раздвајање или се из мијешаног комуналног отпада издвајају корисне компоненте, различит је и степен издвајања корисних компоненти из отпада.

Спаљивање отпада је сагоријевање отпада на високим температурама, с вишком ваздуха, при чему се ослобађа енергија, чврсти остатак и гасови, који се ослобађају у атмосферу. Која од технологија спаљивања отпада ће бити примијењена зависи од бројних фактора, као што су: карактеристике отпада, жељени капацитет, законска регулатива која регулише квалитет гасова након третмана, те радна температура (Hulgaard and Vehlow, 2011). Спаљивање нехомогеног отпада, где је потребан мали или никакав предтретман и уситњавање отпада, врши се у спалионицама са покретном решетком, док се хомогени отпад, који је претходно потребно уситнити и сортитати, третира у спалионицама са флуидизованим слојем (Hulgaard and Vehlow, 2011). Мијешани комунални отпад се може третирати у спалионици са покретном решетком, али не и у спалионици са флуидизованим слојем. При спаљивању отпада у оба типа спалионица може се искористити отпад за добијање 15%–30% електричне енергије и од 60%–85% топлотне енергије (Astrup et al., 2009). Чврсти остатак из спалионице чини пепео и шљака, као и чврсти остатак након пречишћавања гасова. Спаљивањем 1 тоне влажног отпада у атмосферу се испусти 0,75 t отпадног гаса и 0,25 t у форми чврстог остатка (шљака) (Dalager and Reimann, 2011). Отпадни гасови се третирају са Ca(OH)₂ и NaOH за неутрализацију киселих компоненти, активним угљеником за отклањање Hg и диоксина, а за редукцију NO_x користи се амонијак (Astrup et al., 2009; Fruergaard and Astrup, 2011; Vehlow and Dalager, 2011).

Анаеробна дигестија је микробиолошки процес разградње органске материје без присуства кисеоника, чиме се органска материја стабилизује. Током овог процеса настаје

био-гас и ефлумент, који може бити у чврстом стању, као и у течном, са врло мало суве материје, и назива се дигестат (Angelidaki and Batstone, 2011). Основни елементи анаеробне дигестије су (Jansen, 2011): пријем отпада – вагање, визуелна контрола отпада, складиштење у бункерима или силосима; предтретман отпада – издвајање пластичних кеса које су служиле за одвојено сакупљање органског отпада, а потом дробљење или сјецкање отпада да би се редуковала величина честица и припремила за анаеробан третман; дигестија – процес трансформације отпада у био-гас и дигестат: складиштење и дозирање отпада, потом загријавање био-масе и мијешање са активним микроорганизмима, сакупљање био-гаса и дигестата; управљање био-гасом – сакупљање, третман, складиштење и искоришћавање гаса; управљање дигестатом; контрола непријатних мириза који су продукт разградње органске материје – биолошким филтерима, хемијским пречистачима, спаљивањем или каталитичком оксидацијом.

Примјена алата и модела у управљању комуналним отпадом помаже како доносиоцима одлука у циљу оптимизације система управљања отпадом, редуковања утицаја на животну средину те пројене трошкова, тако и прихватању од стране јавности и заинтересованих страна. Посљедњих деценија, истраживања о управљању отпадом су се фокусирала на развој алата и метода, који би послужили као помоћ и подршка доносиоцима одлука о управљању отпадом (Gottinger, 1988; MacDonald, 1996; Tanskanen, 2000; Morrissey and Browne, 2004; Finnveden et al., 2007).

Оцјена животног циклуса (енг. Life Cycle Assessment– LCA) јесте аналитички алат који се користи приликом доношења одлуке о изради или квалитету производа идентификацијом његовог утицаја на животну средину, посматрајући цјелокупан животни циклус производа. Под животним циклусом производа подразумијева се процес анализе материјала, енергије, емисија и отпада које продукује производ или услугу, кроз цјелокупан животни циклус, од настанка, тј. почевши од ресурса и експлоатације материјала, па до коначног одлагања.

Стратегијом о превенцији и рециклажи отпада из 2005. године предвиђено је да LCA постане веома важан инструмент којим ће се подржавати доношење одлука у свим аспектима управљања отпадом (Commission of the European Communities, 2005). Коначно, коришћење пројене животног циклуса као алата у управљању отпадом потпомогнуто је Директивом о отпаду (Directive 2008/98/EC), уз навођење да одступање од хијерархије отпада, која је иначе водећи принцип у управљању отпадом у ЕУ, може бити могуће кад је то оправдано процјеном животног циклуса.

Студија LCA подразумијева отпад као једну врсту производа и може се користити са циљем употребљавања разних опција управљања отпадом, односно помоћу ње се могу идентификовати најважније области у системима у којима је могуће провести побољшање (McDougall et al., 2008). Примјеном студија LCA могуће је у процесу доношења одлука о избору технологија за интегрално управљање отпадом избећи ненамјерно пребацивање оптерећења између различитих компоненти животне средине, различитих региона, као и између различитих фаза животног циклуса настајања производа или пружања услуга (Stevanović Čarapina i dr., 2011b).

EASEWASTE модел (eng. EASEWASTE – Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies), односно нова верзија EASETECH (eng. Environmental Assessment System for Environmental Technologies), кориштен је у многим студијским истраживањима и неколико истраживачких пројеката, као подршка развоју оптималног модела управљања отпадом или као оцјена постојећег система. Model је razvijen na danskom Tehničkom univerzitetu (Clavreul et al., 2014).

Постоји више примјера о примјени ових модела са циљем смањења негативног утицаја збрињавања комуналног отпада на животну средину. У општини Архус у Данској 2001.

године имплементирана је нова стратегија управљања отпадом која је подразумијевала издавање органског отпада из домаћинства на извору и његово упућивање на аеробну дигестију, а преостали отпад је упућен, након издавања стакла и папира, на инсинарацију. Резултати процјене животног циклуса за систем управљања отпадом у општини Аархус показују да не постоје битне разлике између потенцијалних еколошких утицаја, нити у потрошњи ресурса, било да је органски отпад из домаћинства издвојен на извору анаеробно разграђен или је спаљен у инсинаратору. Резултати процјене животног циклуса помоћу EASEWASTE модела показују да одабир стратегија третмана отпада, које су у сагласности са хијерархијом отпада, не води неминовно ка побољшањима у животној средини. Студија случаја показује да хијерархија отпада, која би предложила аеробну дигестију прије него инсинарацију, не би била валидна у смислу перспективе животног циклуса. Хијерархија отпада је вјероватно више заснована на "зеленој вјери" и увјерењима, док су резултати EASEWASTE у овом случају засновани на техничким и еколошким приступима. Општина је у пролеће 2004. године одлучила да затвори постројење за оптичко сортирање и да преусмјери сви органски отпад из домаћинства на инсинарацију, јер трошкови система нису компензовали добит (Kirkeby et al., 2006).

Резултати студије и LCA процјене старе депоније Амасуо у Финској, помоћу EASEWASTE, показују да управљање депонијским гасом (спаљивање и добијање топлоте за гријање града) значајно смањује утицај на глобално загријавање (око четири пута). И остали негативни утицаји на животну средину су смањени, али у мањем обиму (Niskanen et al., 2009).

У студији о управљању отпадом за регион Алутус у Литванији, примијењено је LCA моделовање управљања отпадом, где су се, поред тренутног система управљања отпадом, који се заснивао на депоновању отпада уз искориштење депонијског гаса, поредиле и могућности рециклаже и аеробне дигестије и рециклаже уз спаљивање преосталог отпада. Резултати показују да концепт са депоновањем отпада има највећи негативни утицај на животну средину. Такође, доказано је да је рециклажа, уз спаљивање преосталог отпада, искориштавање топлоте и електричне енергије, боља опција од рециклаже и анаеробне дигестије (Miliute and Staniškis, 2010).

EASEWASTE модел је кориштен да одреди перформансе инсинаратора у општини Аархус у Данској, прије и послије његовог унапређења, након побољшања, у смислу чишћења димних гасова и поврата енергије. Модел је показао своју корисност у идентификовашу различитих процеса и материјала који су допринијели оптерећењу животне средине, као и њеној заштити (Riber et al., 2008).

Starostina et al. (2014) су користили EASETECH модел приликом процјене утицаја управљања отпадом у региону Иркутск у Сибиру. Резултати процјене показују да би изградња савремене депоније са управљањем депонијским гасом и процједним водама значајно побољшало систем управљања отпадом у региону. Сакупљање и искориштавање гаса за производњу електричне енергије у периоду од 30 година значајно би смањило утицај глобалног загријавања, а продужење тог рока до 45 година остварило би додатно смањење утицаја глобалног загријавања од 6%.

Jensen et al. (2016) су користили LCA процјену приликом оцјене управљања органским отпадом из домаћинства у два региона у граничном појасу између Данске и Њемачке. Процјена је рађена кориштењем EASETECH модела. У данском региону органски отпад се спаљује уз добијање електричне и топлотне енергије, док се у њемачком региону за третман органског отпада користи више технологија (компостирање и производња биогаса, механичко-биолошки третман и спаљивање). Резултати LCA показују да је дански регион бољи у 10 од 14 анализираних категорија утицаја.

Од укупног фонда кориштene литературе у овој дисертацији, који износи 198 литературних навода, у овом попису наведени су само извори који су кориштени у овом Извештају:

- Aljaradin, M., Persson, K. M. (2012). Environmental impact of municipal solid waste landfills in semi-arid climates-case-study – Jordan. *The Open Waste Management Journal*, 5(1), 28–39.
- Angelidaki, I., Batstone, D. J. (2011). Anaerobic digestion: Process. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 2, Chapter 9.4, pp. 583–600). Chichester, West Sussex, UK: Wiley.
- Astrup, T., Møller, J., Fruergaard, T. (2009). Incineration and co-combustion of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27(8), 789–799.
- Chiemchaisri, C., Juanga, J. P., Visvanathan, C. (2007). Municipal solid waste management in Thailand and disposal emission inventory. *Environmental monitoring and assessment*, 135(1), 13–20.
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T. H., Damgaard, A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling & Software*, 60, 18–30.
- Calvo, F., Moreno, B., Zamorano, M., Szanto, M. (2005). Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills. *Waste Management*, 25(8), 768–779.
- Commission of the European Communities (2005). Taking sustainable use of resources forward: A Thematic Strategy on the prevention and recycling of waste. COM (2005) 666 final. Commission of the European Communities, Brussels, Belgium.
- Dalager, S., Reimann, D. O. (2011). Incineration: Mass balances. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 1, Chapter 8.3, pp. 421–429). Chichester, West Sussex, UK: Wiley.
- Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council (2008) on waste and repealing certain Directives, Official Journal of the European Communities L 312, 22.11.2008, 3–30.
- Finnveden, G., Björklund, A., Moberg, Å., Ekvall, T., Moberg, Å. (2007). Environmental and economic assessment methods for waste management decision-support: possibilities and limitations. *Waste Management & Research*, 25(3), 263–269.
- Fruergaard, T., Astrup, T. (2011). Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Management*, 31(3), 572–582.
- Gottinger, H. W. (1988). A computational model for solid waste management with application. *European Journal of Operational Research*, 35(3), 350–364.
- Halkos, G. E., Petrou, K. N. (2016). Moving Towards a Circular Economy: Rethinking Waste Management Practices. *Journal of Economic and Social Thought*, 3(2), 220.
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P. (2012). What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management. Urban development series; knowledge papers no. 15. World Bank, Washington, DC, World Bank. [Online]. Available: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>
- Hulgaard, T., Vehlow, J. (2011). Incineration: Process and Technology. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 1, Chapter 8.1, pp. 365–392). Chichester, West Sussex, UK: Wiley.
- Ismail, S. N. S., Manaf, L. A. (2013). The challenge of future landfill: A case study of Malaysia. *Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences*, 5(6), 86–96.
- Jansen, Jes la Coour (2011). Anaerobic digestion: Technology. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 2, Chapter 9.5, pp. 601–617). Chichester, West Sussex, UK: Wiley.
- Jensen, M.B., Møller, J., Scheutz, C. (2016). Comparison of the organic waste management

- systems in the Danish–German border region using life cycle assessment (LCA). *Waste Management*, 49, 491–504.
- Karak, T., Bhagat, R. M., Bhattacharyya, P. (2012). Municipal solid waste generation, composition, and management: the world scenario. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(15), 1509–1630.
- Kaygusuz, K., Avci, A. C., Toklu, E. (2015). Energy from biomass-based wastes for sustainable energy development. *Journal of Engineering Research and Applied Science*, 4(2), 307–316.
- Kirkeby, J. T., Birgisdottir, H., Hansen, T. L., Christensen, T. H., Bhander, G. S., Hauschild, M. (2006). Evaluation of environmental impacts from municipal solid waste management in the municipality of Aarhus, Denmark (EASEWASTE). *Waste Management & Research*, 24(1), 16–26.
- Kotovicová, J., Toman, F., Vaverková, M., Stejskal, B. (2011). Evaluation of waste landfills' impact on the environment using bioindicators. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20(2), 371–377.
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T. H. (2014a). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573–588.
- MacDonald, M. L. (1996). A multi-attribute spatial decision support system for solid waste planning. *Computers, environment and urban systems*, 20(1), 1–17.
- McDougall, T., White, P., Franke, M., Hindle, P. (2008). Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory, 2nd Edition, Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Mihajlov, A., Stevanović Čarapina, H. (2015). Rethinking waste management within the resource-efficient concept. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14(12), 2973–2978.
- Miliūte, J., Kazimieras Staniškis, J. (2010). Application of life-cycle assessment in optimisation of municipal waste management systems: the case of Lithuania. *Waste Management & Research*, 28(4), 298–308.
- Møller, J., Christensen, T. H., Jansen, J. la Cour. (2011). Anaerobic digestion: Mass balances and product. In *Solid Waste Technology & Management*, (Volume 2, Chapter 9.6, pp. 618–627). Chichester, West Sussex, UK: Wiley
- Morrissey, A. J., Browne, J. (2004). Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste Management*, 24(3), 297–308.
- Niskanen, A., Manfredi, S., Christensen, T. H., Anderson, R. (2009). Environmental Assessment of Ämmässuo Landfill (Finland). *Waste Management & Research*, 27, 542–550.
- Prokic, D., Mihajlov, A. (2012). Contaminated sites. Practice of solid waste management in a developing country (Serbia). *Environment Protection Engineering*, 38(1), 81–90.
- Raghab, S. M., El Meguid, A. M. A., Hegazi, H. A. (2013). Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. *HBRC Journal*, 9(2), 187–192.
- Republički zavod za statistiku (Republike Srpske) (2016b). Statistički godišnjak Republika Srpska. Životna sredina 16: 298. [Online]. dostupno na: http://www.rzs.rs.ba/front/article/2240/?left_mi=287&add=287.
- Riber, C., Bhander, G. S., Christensen, T. H. (2008). Environmental assessment of waste incineration in a life-cycle-perspective (EASEWASTE). *Waste Management & Research*, 26(1), 96–103.
- Ristić, M., Vuković, M. (2006). Upravljanje čvrstim otpadom. Tehnologije prerade i odlaganja čvrstog otpada. Tehnički fakultet u Boru. Univerzitet u Beogradu.
- Starostina, V., Damgaard, A., Rechberger, H., Christensen, T. H. (2014). Waste management in the Irkutsk Region, Siberia, Russia: Environmental assessment of current practice focusing on landfilling. *Waste Management & Research*, 32(5), 389–396.

- Stevanović Čarapina, H. D., Stepanov, J. M., Savić, D. C., Mihajlov, A. N. (2011b). Emisija toksičnih komponenti kao faktor izbora najbolje opcije za upravljanje otpadom primenom koncepta ocenjivanja životnog ciklusa, *Hemijска индустрија*, 65 (2), 2011, 205–211.
- Strategija upravljanja otpadom za period 2017-2026 (2017). Ministarstvo za prostorno uređenje, građevinarstvo i ekologiju, Republika Srpska.
- Tanskanen, J. H. (2000). Strategic planning of municipal solid waste management. *Resources, conservation and recycling*, 30(2), 111–133.
- Vaverková, M., Toman, F., Kotovicová, J. (2012). Research into the occurrence of some plant species as indicators of landfill impact on the environment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21(3), 755–762.
- Vujić, G., Ubavin, D., Stanislavljević, N., Batinić, B. (2012). Upravljanje otpadom u zemljama u razvoju. Fakultet tehničkih nauka Novi Sad
- World Bank (2012). World Development Report, Development and Environment, New York. Paper No 13.

3) Навести допринос тезе у рјешавању изучаваног предмета истраживања;

Тренутни начин управљања отпадом у бањалучкој регији, базиран је само и искључиво на одлагању отпада на депонију, па се кроз имплементацију законских регулатива ЕУ и РС, намеће хитна потреба за унапређењем постојећег система управљања комуналним отпадом, у један одрживи интегрисани систем управљања са што мањим утицајем на животну средину. Истраживања проведена у овој дисертацији могу допринијети том циљу на сљедећи начин:

- Одлагањем отпада на депонију на коју се имплементирају највиши стандарди третмана отпада, кроз повећану ефикасност сакупљања процедних вода и побољшани степен сабијености отпада (густине), којим се смањује количина депонијских вода (филтратра);
- Успостављањем система за сакупљање депонијског гаса и ефикасним начином сакупљања и третмана гаса, као и смањивањем одлагања органског отпада;
- Увођењем одвојеног сакупљања амбалажног отпада и његовом рециклажом, односно искоришћавањем отпада за добијање сировина и производа,
- Одвојеним сакупљањем органског отпада и његовом обрадом у компост.

4) Навести очекиване научне и прагматичне доприносе дисертације.

Развијени модели управљања отпадом у бањалучкој регији, примјеном иновативног аналитичког алата LCA, могу послужити као примјер методологије и за друге општине и регије у РС/БиХ, и даље у окружењу. Могу допринијети оптимизацији тренутног неуређеног система управљања отпадом, помоћи у приједлозима за унапријеђење система управљања отпадом, и развој нових стратегија управљања отпадом.

Примјеном LCA алата дат је значајан научни допринос и помак у оптимизацији система управљања отпадом, односно потврђена је хипотеза да се уз помоћ овог аналитичког алата може предложити значајно побољшање у систему управљања отпадом.

В МАТЕРИЈАЛ И МЕТОД РАДА

1) Објаснити материјал који је обрађиван, критеријуме који су узети у обзир за избор материјала;

Материјал на којем је спроведено истраживање је хетерогени комунални чврсти отпад

који се на бањалучкој депонији Рамићи годишње одложи у количини од сса 103 600 тона

Циљ ове LCA студије је био да што тачније предвиди утицај на животну средину, примјеном различитих технологија третмана отпада на примјеру бањалучке регије.

Просторна граница моделованог система управљања отпадом обухватила је систем управљања отпадом у бањалучкој регији. За временску границу је усвојен временски период од једне године. За депонију комуналног отпада је узет у разматрање временски период од 100 година, због специфичности овог грађевинског објекта који може да продукује емисије у животну средину стотинама односно хиљадама година. Функционална јединица је укупна количина комуналног отпада у бањалучкој регији која се генерише у току једне календарске године (103 600 т). Састав отпада који је коришћен у моделовању је састав отпада са бањалучке депоније из 2016. године (Евро-инспект, 2016). Јединични процеси у овој LCA студији су: депоновање, термички третман, биолошки третман, раздавање и рециклажа амбалажног отпада.

У овој дисертацији моделовано је седам (7) сценарија управљања отпадом кроз имплементацију ЕУ и РС законодавства из области отпада, поштујући начела одрживог развоја и хијерархије управљања отпадом и то:

Сценарио 1: овај сценарио се базирао на постојећи систем који је био у 2016. години, тј. одлагање отпада на неуређену депонију. Процједне воде се сакупљају и третирају у постројењу са реверзном осмозом (60%). Депонијски гас се системима перфорираних цијеви евакуише из тијела депоније и испушта директно у атмосферу. Овај сценарио карактеришу сљедећи параметри:

- депонијски гас се директно испушта у атмосферу;
- густина одложеног отпада је $0,67 \text{ t/m}^3$;
- висина слојева одложеног отпада је 20 м;
- степен сакупљања процједних вода је 60%, односно 40% процједних вода се непречишћено испушта у површинске воде и земљиште.

Сценарио 2: унапређење постојећег система одлагања отпада, кроз успостављање система за сакупљање депонијског гаса и третман гаса на бакљи. Систем за дегасификацију и третман гаса на бањалучкој депонији је успостављен крајем 2016. године. Овај сценарио карактеришу сљедеће параметри:

- степен сакупљања гаса је 70% (прве дviјe године нема сакупљања), а након тога се врши сакупљање и спаљивање на бакљи наредних 28 година, а потом се, наредних 70 година, депонијски гас директно испушта у атмосферу;
- густина одложеног отпада је $0,67 \text{ t/m}^3$;
- висина слојева одложеног отпада је 20 м;
- степен сакупљања процједних вода је 60%.

Сценарио 3: унапређење сценарија 2, и то кроз повећање степена сакупљања и третмана процједних вода, те искоришћавања депонијског гаса за добијање топлотне и електричне енергије. Овај сценарио карактеришу сљедећи параметри и карактеристике:

- степен сакупљања депонијског гаса је 85%;
- прве дviјe године, док се не успостави дегасификациони систем, нема сакупљања депонијског гаса; наредних 28 година се врши сакупљање гаса и добијање енергије (50% топлотне и 30% електричне енергије); након истека 30 година старости депоније, депонијски гас спаљује се на бакљи наредних 25 година;
- висина слојева одложеног отпада је 20 м;
- густина отпада је $0,82 \text{ t/m}^3$;

- степен сакупљања процједних вода је 80%.

Сценарио 4: спаљивање комуналног отпада у спалионици с покретном решетком уз добијање топлотне и електричне енергије.

Сценарио 5: раздвајање отпада на двије фракције: амбалажни и остатак комуналног отпада. Амбалажни отпад се упућује у постројење за раздвајање отпада, а затим на рециклажу. Остатак комуналног отпада се одлаже на депонији. Овај сценарио карактеришу сљедећи параметри и карактеристике:

- издвајање амбалажног отпада из комуналног отпада на мјесту настанка са степеном издвајања од 35% у односу на укупну количину амбалажног отпада у комуналном отпаду;
- у постројењу за раздвајање амбалажног отпада се издвоји 70% стакла, 80% пластике и алуминијума и 60% папира и метала;
- остатак комуналног отпада се одлаже на депонији са искоришћавањем гаса за добијање енергије.

Сценарио 6: раздвајање отпада на двије фракције: амбалажни и остатак комуналног отпада. Амбалажни отпад се упућује у постројење за раздвајање отпада, а затим на рециклажу. Остатак комуналног отпада се спаљује у спалионици с покретном решетком уз добијање топлотне и електричне енергије. Овај сценарио карактеришу сљедећи параметри и карактеристике:

- издвајање амбалажног отпада из комуналног отпада на мјесту настанка са степеном издвајања од 35% у односу на укупну количину амбалажног отпада у комуналном отпаду;
- у постројењу за раздвајање амбалажног отпада се издвоји 70% стакла, 80% пластике и алуминијума и 60% папира и метала;
- остатак комуналног отпада се спаљује у спалионици са покретном решетком уз добијање топлотне и електричне енергије.

Сценарио 7: раздвајање отпада на три фракције: амбалажни отпад, органски отпад и остатак комуналног отпада. Амбалажни отпад се упућује у постројење за раздвајање отпада, а затим на рециклажу. Органски отпад се третира анаеробном дигестијом уз кориштење дигестата у пољопривреди као ћубрива. Остатак комуналног отпада се одлаже на депонији. Овај сценарио карактеришу сљедећи параметри и карактеристике:

- издвајање амбалажног отпада из комуналног отпада на мјесту настанка са степеном издвајања од 35% у односу на укупну количину амбалажног отпада у комуналном отпаду;
- у постројењу за раздвајање амбалажног отпада се издвоји 70% стакла, 80% пластике и алуминијума и 60% папира и метала;
- анаеробна дигестија 35% органског отпада у односу на укупну количину;
- коришћење компоста у пољопривредне сврхе;
- остатак комуналног отпада се одлаже на депонији из сценарија 3.

Моделовањем различитих опција третмана отпада примјеном LCA алата (уз кориштење EASETECH софтверског модела), циљ је био што прецизније дефинисати оптерећење по животну средину и утицај на здравље људи сваког од моделованих сценарија третмана отпада. Резултати LCA представљени су кроз LCIA (eng. *Life Cycle Impact Assessment*) односно путем *категорија утицаја*. Категорије утицаја су ради лакше интерпретације добијених резултата нормиране, односно представљене у еквиваленту по човјеку (eng. *people equivalent – PE*).

Са аспекта утицаја на животну средину посматарне су следеће категорије утицаја на животну средину: глобално загријавање (GW), настанак photoхемијског озона (POF), ацидификација (AC), обогаћивање хранљивим материјама (NE), оштећење стратосферског озона (SOD), екотоксичност у земљишту (ETsc) и екотоксичност у води (ETwc).

Од категорија утицаја на људско здравље у обзир су узете следеће категорије: токсичност на човјека путем ваздуха (HTa), токсичност на човјека путем земљишта (HTs) и токсичност на човјека путем воде (HTw). Ове категорије су анализиране само кроз количине емисија полутаната у различитим сценаријима, а не и кроз анализу утицаја и посљедица које поједини полутанти остављају на људско здравље. Дакле анализирани су само еколошки, а не и медицински аспекти категорија утицаја.

Све поменуте категорије утицаја исказане су као *позитивне и негативне* вриједности. Позитивне вриједности категорија утицаја јесу показатељ негативног утицаја на животну средину, и што су вриједности веће, то представља веће оптерећење за животну средину. Негативне вриједности категорија утицаја представљају минимизацију односно мање негативних утицаја на животну средину, а што су оне веће, то се боље одражава на очување животне средине. Другим ријечима, пожељни су моделовани сценарији управљања отпадом који имају негативне вриједности категорија утицаја.

2) Дати кратак увид у примијењени метод истраживања;

Истраживање је базирано на утврђивању карактеристике тренутног стања и поређење са различitim моделима (сценаријима) технолошког система за управљање отпадом кроз примјену иновативног аналитичког алата LCA, односно примјеном рачунарског модела EASETECH. Због великог броја улазних података данас је провођење LCA у управљању отпадом без употребе рачунарских модела незаобилазно.

Истраживања су проведена, а добијени резултати презентовани у складу са прихваћеним планом истраживања у пријави докторске тезе и није било одступања од истог.

Параметри који су испитивани се у најновијој литератури сматрају релевантним и довољним за провођење поузданог истраживања. Примијењене методе истраживања су адекватне, савремене и у складу су са свјетским достигнућима у овој области.

VI РЕЗУЛТАТИ И НАУЧНИ ДОПРИНОС ИСТРАЖИВАЊА

1) Укратко навести резултате до којих је кандидат дошао;

Узорковање и анализа физичко-хемијског састава комуналног отпада је важан параметар неопходан приликом пројектовања, изградње и функционисања система управљања отпадом, а све у циљу добијања следећих података: могућности искоришћавања корисних компоненти из отпада за добијање нових сировина; енергетског искоришћавања отпада; смањивања количине отпада који се одлаже на депоније; предвиђања количине пепела и шљаке из спалионице; димензионисања запремине депоније итд. Стога су, у резултатима представљени морфолошки састав предметног отпада, као и техничка и елементарна анализа комозитног узорка отпада.

У сценаријима 1 и 2, тј. у сценарију у којем је отпад одлаган на неуређену депонију, односно када се отпад одлагао на депонију где је гас спаљиван на бакљи, све анализиране

категорије утицаја на животну средину имале су позитивне вриједности, односно ови сценарији су најмање прихватљиви са аспекта утицаја на животну средину.

У *сценарију 3*, у којем се отпад депоновао на санитарној депонији, а депонијски гас енергетски искоришћавао, три категорије утицаја од седам анализираних имале су негативне вриједности, односно за ове три категорије утицаја остварено је мање негативних утицаја на животну средину.

У *сценарију 4*, у којем се отпад спаљивао у спалионици с покретним решеткама, уз искоришћавање отпада за добијање топлотне и електричне енергије (уз поштовање строгих стандарда о емисији отпадних гасова након третмана истих), шест категорија утицаја на животну средину имале су негативне вриједности, односно мање негативних утицаја на животну средину, а само је једна категорија утицаја (ETwc) имала позитивне вриједности, односно негативан утицај на животну средину.

У *сценарију 5*, у којем се амбалажни отпад одвојено сакупљао, потом рециклирао, а остатак отпада одлагао на санитарну депонију, двије категорије утицаја на животну средину (POF i NE) имале су позитивне вриједности, односно представљале су оптерећење за животну средину, а преосталих пет категорија имале су негативне вриједности, односно мање негативних утицаја на животну средину.

У *сценарију 6*, у којем је било предвиђено одвојено сакупљање амбалажног отпада и рециклажа, а остатак комуналног отпада се термички третирао у спалионици с покретним решеткама (за добијање топлотне и електричне енергије, уз поштовање стандарда о емисији отпадних гасова), све категорије утицаја на животну средину које су анализиране имале су негативне вриједности, односно мали негативан утицај на животну средину. **Дакле, сценарио 6 је најпожељнији с гледишта очувања здраве животне средине.**

У *сценарију 7*, где је амбалажни отпад одвојено сакупљен и рециклiran, одвојено сакупљен органски отпад анаеробном дигестијом прерађен у компост, а остатак отпада одложен на депонију, само једна категорија утицаја на животну средину имала је позитивну вриједност, а преосталих шест категорија имале су негативну вриједност.

Када су у питању категорије утицаја на људско здравље, *сценарији 1 и 2* су најнеповољнији, јер су све категорије утицаја имале позитивне вриједности. У *сценарију 3*, односно одлагањем отпада на санитарну депонију на којој се депонијски гас искоришћава за добијање топлотне и електричне енергије, двије категорије утицаја су имале позитивне вриједности, односно непожељне са аспекта здравља људи, а само једна је имала негативну вриједност (пожељна са аспекта људског здравља).

У *сценарију 4*, у којем је предвиђено да се сав комунални отпад спаљује у циљу добијања топлотне и електричне енергије, с поштовањем захтјева за квалитет пречишћених гасова, двије категорије утицаја на људско здравље (HTa и HTs) имале су негативне вриједности (односно мањи негативан утицај на људско здравље), а HTw је имала позитивну вриједност, односно негативан утицај на људско здравље.

У *сценарију 6*, где се из комуналног отпада у домаћинствима издваја амбалажни отпад, а остатак комуналног отпада третира у спалионици с покретним решеткама (уз искоришћење отпада за добијање топлотне и електричне енергије и третман отпадних гасова), све категорије утицаја на људско здравље имале су негативне вриједности, односно мањи негативан утицај. **Дакле, сценарио 6 је најпожељнији и са аспекта очувања здравља људи.**

У *сценаријима 5 и 7*, где се одвојено сакупљени амбалажни отпад рециклира, а остатак отпада депонује, односно амбалажни отпад рециклира, органски прерађује у компост, а остатак отпада депонује, двије категорије утицаја на људско здравље су имале негативне вриједности, односно мањи негативан утицај на људско здравље, а само једна категорија утицаја је имала позитивне вриједности, односно негативан утицај са аспекта људског

здравља.

Анализом сензитивитета/осјетљивости за *сценарије 5, 6 и 7*, када је анализиран утицај на животну средину и здравље људи различитог степена сакупљања амбалажног и органског отпада, најмањи негативни утицаји су у случају када се постиже висок степен одвојеног сакупљања отпада на мјесту настанка.

Резултати истраживања су показали да је моделовањем различитих опција третмана комуналног отпада на примјеру бањалучке регије и компарацијом предложених модела уз помоћ LCA алата, могуће постићи смањивање негативних утицаја на животну средину и здравље људи кроз побољшање система управљања отпадом, чиме су и потврђене постављене хипотезе овог истраживања.

- 2) *Оцијенити да ли су добијени резултати јасно приказани, правилно, логично и јасно тумачени, упоређујући са резултатима других аутора и да ли је кандидат при томе испољавао довољно критичности;*

Добијени резултати истраживања су јасно и концизно приказани, јасно и систематично тумачени, при чему је кандидат испољио довољно критичности упоређујући добијене резултате са најновијом литературом из ове области.

- 3) *Посебно је важно истаћи до којих нових сазнања се дошло у истраживању, који је њихов теоријски и практични допринос, као и који нови истраживачки задаци се на основу њих могу утврдити или назирати;*

Аналитички алат LCA као помоћ и подршка у процесу одлучивања у процесима доношења одлука у систему управљања отпадом, а који се користи дуже вријеме у свијету, је скоро па непознат на просторима РС/БиХ. Овом дисертацијом, односно резултатима истраживања се даје теоријски и практичан допринос примјене LCA у научној области која се бави проблематиком управљања отпадом. Добијени резултати се могу користити за дефинисање будућих стратегија и планова за управљање комуналним отпадом, док се развијена методологија може примијенити за развој и евалуацију нових сценарија, како за комунални, тако и за остали отпад, у циљу унапријеђења система за управљање отпадом на свим нивоима.

VII ЗАКЉУЧАК И ПРИЈЕДЛОГ

На основу анализе и сагледавања укупног садржаја докторске дисертације кандидата mr Драженка Ђелића, Комисија доноси сљедеће закључке и приједлог:

Дефинисани предмет и циљ истраживања, предложене хипотезе, методе прикупљања и анализе података, примијењени метод истраживања, те коришћена литература у коначној докторској дисертацији, урађени су тако да задовољавају критеријуме научне мисли и чине вјероватним поштовање научних принципа.

У односу на тематику, предмет и циљ на који се односе резултати истраживања, дисертација представља значајан теоретски и емпиријски допринос научној области која се бави проучавањем управљања отпадом.

Комисија сматра да је у питању оригинална и актуелна тема, односно оригиналан начин анализирања проблема управљања комуналним отпадом, и с обзиром на мали број истраживања ове врсте на нашим просторима, сигурно ће представљати значајан научни допринос унапређењу система управљања комуналним отпадом у РС/БиХ.

У прилог оцјене успјешности ове докторске дисертације и њеном научном доприносу иду и два рада објављена у међународним часопису са SCI листе, *Environmental Engineering and Management Journal (IF= 1,008)*. Радови се налазе у прилогу Извјештаја.

На основу свеукупне позитивне оцјене дисертације, Комисија једногласно и са задовољством предлаже Наставно-научном вијећу Технолошког факултета и Сенату Универзитета у Бањој Луци да се докторска дисертација под насловом **Развој оптималног модела управљања комуналним отпадом за Бања Луку примјеном пројектне животног циклуса** прихвати, а кандидату мр Драженку Ђелићу одобри јавна одбрана.

ПОТПИС ЧЛАНОВА КОМИСИЈЕ

Датум: 30.08.2017. године

1.
Др Јильана Вукчић, редовни професор,
Технолошки факултет, Универзитет у Бањој
Луци, у.н.о. Еколошко инжењерство,
предсједник
2.
Др Анђелка Михајлов, редовни професор,
Факултет техничких наука, Универзитет у
Новом Саду, у.н.о. Инжењерство заштите
животне средине (ментор), члан
3.
Др Марина Илић, редовни професор, Факултет
за екологију и заштиту животне средине,
Универзитет УНИОН-Никола Тесла, Београд,
у.н.о. Управљање отпадом и одрживи развој,
члан
4.
Др Милош Сорак, редовни професор,
Технолошки факултет, Универзитет у Бањој
Луци, у.н.о. Индустриско инжењерство и
менаџмент, члан
5.
Др Борислав Малиновић, доцент, Технолошки
факултет, Универзитет у Бањој Луци, у.н.о.
Електрохемијско инжењерство, члан

ИЗДВОЛЕНО МИШЉЕЊЕ: Члан комисије који не жeli да потпише извјештај јer сe не слажe сa мишљењем већине чланова комисијe, дужан јe да унесe у извјештај образложение, односно разлог због коjих не жeli да потпиše извјештај.

УНИВЕРЗИТЕТУ У БАЊОЈ ЛУЦИ
ПОДАЦИ О АУТОРУ ОДБРАЊЕНЕ ДОКТОРСКЕ ДИСЕРТАЦИЈЕ

Име, средње слово и презиме аутора дисертације: Драженко С. Ђелић

Датум, место и држава рођења аутора: 2.6.1969.год., Мркоњић Град, БиХ

Назив завршеног факултета/Академије аутора и година дипломирања:
Технолошки факултет у Бањој Луци, 1998.год.

Датум одбране мастер / магистарског рада аутора: 7.9.2007.год.

Наслов мастер / магистарског рада аутора: Неутрализационо таложење више различитих метала из галванских отпадних вода уз испуњавање ISO стандарда за заштиту окoline

Академска титула коју је аутор стекао одбраном мастер / магистарског рада:
магистар техничких наука из области хемијског инжењерства

Академска титула коју је аутор стекао одбраном докторске дисертације:
доктор техничких наука из области хемијског инжењерства

Назив факултета/Академије на коме је докторска дисертација одбранјена:
Технолошки факултет у Бањој Луци

Назив докторске дисертације и датум одбране: Развој оптималног модела управљања комуналним отпадом за Бања Луку примјеном процјене животног циклуса

Научна област дисертације према CERIF шифрарнику: T 270

Имена ментора и чланова комисије за одбрану докторске дисертације:

1. Др Анђелка Михајлов, редовни професор, Факултет техничких наука, Универзитет у Новом Саду, ужа научна област Инжењерство заштите животне средине, Ментор,
2. Др Љиљана Вукић, редовни професор, Технолошки факултет, Универзитет у Бањој Луци, ужа научна област Еколошко инжењерство, предсједник,
3. Др Марина Илић, редовни професор, Универзитет УНИОН-Никола Тесла, Београд, Факултет за екологију и заштиту животне средине, ужа научна област Управљање отпадом и одрживи развој, члан,
4. Др Милош Сорак, редовни професор, Технолошки факултет, Универзитет у Бањој Луци, ужа научна област Индустриско инжењерство и менаџмент, члан,

5. Др Борислав Малиновић, доцент, Технолошки факултет, Универзитет у Бањој Луци, ужа научна област Електрохемијско инжењерство, члан.

У Бањој Луци, дана 15. 11. 2017. год.

