

UNIVERZA V LJUBLJANI
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA
ODDELEK ZA BIOLOGIJO

Tjaša CENČIČ

**UGOTAVLJANJE UČINKOVITOSTI ČIŠČENJA IN PONOVNE
UPORABE ČRNE IN SIVE VODE V SANITARNEM OBJEKTU V
KRAJINSKEM PARKU SEČOVELJSKE SOLINE**

Diplomsko delo
Univerzitetni študij

**DETERMINING EFFICIENCY OF CLEANING AND REUSE OF
BLACK AND GRAY WASTEWATER IN WASTEWATER
TREATMENT FACILITY IN SEČOVLJE SALINA NATURE PARK**

Graduation thesis
University studies

Ljubljana, 2012

Diplomsko delo je zaključno delo univerzitetnega študija biologije. Opravljeno je bilo na katedri za sanitarno inženirstvo Zdravstvene fakultete Univerze v Ljubljani. Terensko delo je obsegalo vzorčenje na prototipni čistilni napravi, postavljeni v Krajinskem parku Sečoveljske soline v Sečovljah. Kemijske analize so bile izvedene na Fakulteti za gradbeništvo Univerze v Ljubljani, mikrobiološke analize pa so bile izvedene na Zdravstveni fakulteti Univerze v Ljubljani. Temo in naslov diplomskega dela je odobrila študijska komisija Oddelka za biologijo. Za mentorico je imenovala doc. dr. Tjašo Griessler Bulc.

Komisija za oceno in zagovor:

Predsednica: dr. Nina Gunde Cimerman

Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo

Članica: doc. dr. Tjaša Griessler Bulc

Univerza v Ljubljani, Zdravstvena fakulteta, Oddelek za sanitarno inženirstvo

Članica: dr. Alenka Gabersčik

Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo

Datum zagovora: 3.9.2012

Diplomska naloga je rezultat lastnega raziskovalnega dela.

Podpisana se strinjam z objavo svoje diplomske naloge v polnem tekstu na spletni strani Digitalne knjižnice Biotehniške fakultete. Izjavljam, da je naloga, ki sem jo oddala v elektronski obliki, identična tiskani verziji.

Tjaša Cenčič

KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

ŠD	Du1
DK	628.353 (497.4) (043.2)=163.6
KG	črna voda/biofiltracija/uparitev/siva voda/ rastlinska čistilna naprava
AV	CENČIČ, Tjaša
SA	GRIESSLER BULC, Tjaša
KZ	SI – 1000 Ljubljana, Večna pot 111
ZA	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo
LI	2012
IN	UGOTAVLJANJE UČINKOVITOSTI ČIŠČENJA IN PONOVNE UPORABE ČRNE IN SIVE VODE V SANITARNEM OBJEKTU V KRAJINSKEM PARKU SEČOVELJSKE SOLINE
TD	Diplomsko delo (Univerzitetni študij)
OP	XVI, 103 str., 14 pregl., 68 sl., 1 pril., 140 ref.
IJ	sl
JI	sl/en
AI	V Krajinskem parku Sečoveljske soline (KPSS) v Sečovljah je bila postavljena prototipna sanitarna enota pod imenom Sanbox. Pod istim imenom so bile postavljene podobne sanitarne enote na klimatsko različnih turističnih krajih v Evropi (Švica, Norveška). Na prototipu Sanbox v KPSS smo spremljali učinkovitost čiščenja komunalne odpadne vode, ločene na sivo in črno odpadno vodo. Prototip Sanbox je ločil črno odpadno vodo na tekočo in trdno frakcijo, za čiščenje sive vode pa je bila postavljena rastlinska čistilna naprava (RČN). RČN je bila načrtovana tako, da bi lahko očiščeno sivo vodo uporabili za izplakovanje stranišč. Z rednim tedenskim vzorčenjem smo spremljali učinkovitost delovanja posameznih komponent sistema. Učinkovitost čiščenja črne vode z uporabo šotnih filtrov in biofiltra z ekspandirano glino je bila glede na kemijske parametre suspendirane snovi, KPK in BPK ₅ , več kot 60 %. Z uporabo solarnega uparjevalnika za uparjanje črne vode je potekalo čiščenje črne vode praktično brez emisij. Trdna frakcija črne vode se je skupaj s šotnimi filtri kompostirala, vendar s kompostiranjem termofilna faza ni bila dosežena. Čiščenje sive vode je potekalo na RČN, ki je že v kratkem času spremljanja delovanja dosegla več kot 60 % učinkovitost čiščenja za večino kemijskih parametrov.

KEY WORDS DOCUMENTATION

ND Du1
DC 628,353 (497.4) (043.2)=163.6
CX black water/biofiltration/evaporation/gray water/constructed wetland
AU CENČIČ, Tjaša
AA GRIESSLER BULC, Tjaša
PP SI – 1000 Ljubljana, Večna pot 111
PB University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Department of Biology
PY 2012
TI DETERMINING EFFICIENCY OF CLEANING AND REUSE OF BLACK AND GRAY WASTEWATER IN WASTEWATER TREATMENT FACILITY IN SEČOVLJE SALINA NATURE PARK
DT Graduation thesis (University studies)
NO XVI, 103 p., 14 tab., 68 fig., 1 ann., 140 ref.
LA sl
AL sl/en
AB A wastewater treatment facility under the name Sanbox was built in Sečovlje Salina Nature Park. Similar sanitary units with the same name were placed in different tourist facilities in Europe (Switzerland, Norway). On the Sanbox prototype in Sečovlje, we review the efficiency of wastewater treatment, with separate gray and black wastewater treatment. The Sanbox prototype separated black wastewater into liquid and solid fractions, while a constructed wetland (CW) was set for the purification of greywater. The CW was designed so that we could reuse treated greywater for flushing toilets. With regular weekly samplings, we monitored the performance of individual system components. The achieved efficiency of black water treatment using peat filters and a biofilter with expanded clay was more than 60 % for chemical parameters such as suspended solids, COD and BOD₅. With evaporation of the liquid fraction of the black water in the solar evaporator, black water treatment worked with virtually no emissions. The solid fraction of the black water was composted along with peat filters, but a thermophilic phase of composting was not reached. Grey water treatment in the CW reached an efficiency of over 60 % for most of the chemical parameters.

KAZALO VSEBINE

Ključna dokumentacijska informacija	II
Key words documentation	III
Kazalo vsebine	IV
Kazalo slik	VIII
Kazalo preglednic	XII
Okrajšave in simboli	XIII
Slovarček	XIV
1 UVOD	1
1.1 CILJI NALOGE IN DELOVNE HIPOTEZE	2
2 PREGLED OBJAV	4
2.1 PROBLEMI ONESNAŽEVANJA VODA.....	4
2.1.1 Dušik.....	4
2.1.1.1 Kroženje dušika.....	4
2.1.1.2 Mikrobiologija nitrifikacije	6
2.1.1.3 Mikrobiologija denitrifikacije	8
2.1.1.4 Dušik v izpustu.....	9
2.1.2 Fosfor.....	10
2.1.2.1 Kroženje fosforja.....	10
2.1.2.2 Izkoriščanje naravnih rezerv fosforja	12
2.1.2.3 Vloga mikroorganizmov pri privzemu fosforja	13
2.1.2.4 Fosfor v izpustu	14
2.2 SESTAVA KOMUNALNE ODPADNE VODE	14
2.3 ZNAČILNOSTI KOMUNALNE ODPADNE VODE.....	14
2.4 SISTEMI ČIŠČENJA KOMUNALNE ODPADNE VODE	15
2.4.1 Centralne in decentralne čistilne naprave	15
2.4.1.1 Male komunalne čistilne naprave.....	16
2.4.1.2 Rastlinske čistilne naprave	16
2.5 INOVATIVNI SISTEMI ČIŠČENJA KOMUNALNE ODPADNE VODE	18
2.5.1 Sistemi ločevanja in čiščenja komunalne odpadne vode.....	18

2.5.1.1	Črna voda.....	19
2.5.1.2	Siva voda	19
2.5.2	Metode ločevanja in čiščenja črne vode.....	20
2.5.2.1	Uporaba šote za filtrirni medij.....	20
2.5.2.2	Biofiltracija.....	21
2.5.2.3	Kompostiranje črne vode.....	22
2.5.3	Ponovna raba očiščene komunalne odpadne vode	23
2.5.3.1	Slovenska zakonodaja o uporabi blata iz čistilnih naprav v kmetijstvu	24
2.5.3.2	Tveganje okužbe s patogeni in paraziti pri uporabi komunalne odpadne vode v kmetijstvu	24
3	MATERIALI IN METODE	26
3.1	SANBOX PROTOTIPNI SISTEM	26
3.2	LOKACIJA	26
3.3	TEHNIČNI OPIS SANBOX PROTOTIPA.....	27
3.3.1	Modul za črno vodo	28
3.3.1.1	Ločevanje trdne in tekoče frakcije črne vode.....	30
3.3.1.2	Biofilter z ekspandirano glino	31
3.3.2	Evaporacijski modul	32
3.3.3	Kompostni modul	33
3.3.4	Modul za sivo vodo	33
3.4	SPREMLJANJE DELOVANJA PROTOTIPA SANBOX	34
3.4.1	Učinkovitost čiščenja	36
3.5	VZDRŽEVANJE SANBOX PROTOTIPA.....	37
4	REZULTATI.....	38
4.1	TEMPERATURA ZRAKA V KRAJINSKEM PARKU SEČOVELJSKE SOLINE.....	38
4.2	ŠTEVILO IZPLAKOVANJ	38
4.2.1	Modul za črno vodo	39
4.2.1.1	Temperatura.....	41
4.2.1.2	pH	41
4.2.1.3	Raztopljeni kisik.....	42

4.2.1.4	Specifična električna prevodnost	42
4.2.1.5	Suspendirane snovi.....	43
4.2.1.6	Amonijski dušik	44
4.2.1.7	Nitritni dušik	45
4.2.1.8	Nitratni dušik.....	46
4.2.1.9	Ortofosfat	47
4.2.1.10	Celotni fosfor.....	48
4.2.1.11	Kemijska potreba po kisiku – KPK.....	49
4.2.1.12	Biokemijska potreba po kisiku – BPK ₅	50
4.2.1.13	Učinkovitost čiščenja črne vode.....	51
4.2.2	Evaporacijski modul	52
4.2.3	Kompostni modul	53
4.2.3.1	Vsebnost vlage	55
4.2.3.2	Amonijski dušik	55
4.2.3.3	Nitratni dušik.....	56
4.2.3.4	Ortofosfat	57
4.2.3.5	Celotni fosfor.....	58
4.2.3.6	Anorganska snov	59
4.2.3.7	Organska snov	60
4.2.4	Modul za sivo vodo	61
4.2.4.1	Temperatura	63
4.2.4.2	pH.....	63
4.2.4.3	Raztopljeni kisik.....	64
4.2.4.4	Specifična električna prevodnost	64
4.2.4.5	Suspendirane snovi.....	65
4.2.4.6	Amonijski dušik	65
4.2.4.7	Nitritni dušik	66
4.2.4.8	Nitratni dušik.....	66
4.2.4.9	Ortofosfat	67
4.2.4.10	Celotni fosfor.....	67
4.2.4.11	Kemijska potreba po kisiku – KPK.....	68
4.2.4.12	Biokemijska potreba po kisiku – BPK ₅	68

4.2.4.13	Učinkovitost čiščenja sive vode	69
4.3	REZULTATI MIKROBIOLOŠKIH ANALIZ	69
4.3.1	Modul za črno vodo	69
4.3.1.1	Učinkovitost čiščenja.....	70
4.3.2	Evaporacijski modul	70
4.3.2.1	Učinkovitost čiščenja.....	71
4.3.3	Modul za sivo vodo	71
4.3.3.1	Učinkovitost čiščenja.....	72
4.3.4	Mikrobiološki parametri v celotnem prototipu Sanbox	72
5	RAZPRAVA	75
5.1	DELOVANJE PROTOTIPA SANBOX.....	75
5.1.1	Modul za črno vodo	75
5.1.2	Evaporacijski modul	84
5.1.3	Kompostni modul	84
5.1.4	Modul za sivo vodo	87
5.1.5	Mikrobiološke analize	89
6	SKLEPI	91
7	VIRI	93

KAZALO SLIK

Slika 1: Območje Krajinskega parka Sečoveljske soline, Sečovelje, Slovenija (vir: http://www.kpss.si/si/o-parku/obmocja)	26
Slika 2: Sanbox prototip na vhodu v Krajinski park Sečoveljske soline (foto: Tjaša Cenčič)	27
Slika 3: Shema ločevanja in čiščenja odpadne vode v Sanbox prototipu.....	27
Slika 4: Shema Sanbox prototipa v Krajinskem parku Sečoveljske Soline (vir: Griessler Bulc in sod., 2011)	28
Slika 5: 400 L zadrževalnik črne vode in elektromotorni ventili, ki so posnemali izplakovanje stranišč (foto: Tjaša Cenčič)	29
Slika 6: Programabilni logični krmilnik (foto: Tjaša Cenčič)	30
Slika 7: Šotna filtra v zelenih zabojnikih za odpadke (na levi), biofilter v zelenem zabojniku za odpadke (na desni) (foto: Tjaša Cenčič)	30
Slika 8: Prikaz mešanja šotnih filtrov (foto: Renato Babič)	31
Slika 9: Razpršilna šoba in biofilter z ekspandirano glino (foto: Tjaša Cenčič)	31
Slika 10: Uparjevalnik (foto: Tjaša Cenčič)	32
Slika 11: Jašek pred Sanbox prototipom z izvodom kaskadnega sušilnika (foto: Tjaša Cenčič)	32
Slika 12: Kompostna reaktorja (foto: Tjaša Cenčič)	33
Slika 13: Saditev navadnega trsta (<i>Phragmites australis</i>) v rastlinsko čistilno napravo (foto: Aleksandra Krivograd Klemenčič).....	34
Slika 14: Prikaz izmerjene temperature zraka v Krajinskem parku Sečoveljske soline od začetka marca do konca junija 2011	38
Slika 15: Prikaz povprečnega števila izplakovanj na dan, za obe vakuumski stranišči.....	39
Slika 16: Prikaz izmerjene temperature odvzetih vzorcev na posameznih podenotah modula za črno vodo	41
Slika 17: Prikaz izmerjenega pH odvzetih vzorcih na posameznih podenotah modula za črno vodo.....	41
Slika 18: Prikaz izmerjene koncentracije raztopljenega kisika na posameznih podenotah modula za črno vodo	42

Slika 19: Prikaz izmerjene specifične električne prevodnosti na posameznih podenotah modula za črno vodo.....	43
Slika 20: Prikaz izmerjenih koncentracij suspendiranih snovi od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo.....	43
Slika 21: Prikaz koncentracij suspendiranih snovi na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom.....	44
Slika 22: Prikaz izmerjenih koncentracij amonijskega dušika od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo.....	44
Slika 23: Prikaz koncentracij amonijskega dušika na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom.....	45
Slika 24: Prikaz izmerjenih koncentracij nitritnega dušika od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo.....	45
Slika 25: Prikaz koncentracij nitritnega dušika na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom.....	46
Slika 26: Prikaz izmerjenih koncentracij nitratnega dušika od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo.....	46
Slika 27: Prikaz koncentracij nitratnega dušika na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom.....	47
Slika 28: Prikaz izmerjenih koncentracij ortofosfata od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo.....	47
Slika 29: Prikaz koncentracij ortofosfata na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom.....	48
Slika 30: Prikaz izmerjenih koncentracij celotnega fosforja od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo.....	48
Slika 31: Prikaz koncentracij celotnega fosforja na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom.....	49
Slika 32: Prikaz izmerjenih vrednosti KPK (kemijske potrebe po kisiku) na posameznih podenotah modula za črno vodo od začetka marca do konca junija 2011	49
Slika 33: Prikaz izmerjenih vrednosti KPK (kemijske potrebe po kisiku) na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom.....	50
Slika 34: Prikaz izmerjenih vrednosti BPK ₅ (biokemijska potreba po kisiku) v mg/L na posameznih podenotah modula za črno vodo.....	50

Slika 35: Prikaz izmerjenih vrednosti BPK ₅ na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom.....	51
Slika 36: Učinkovitost čiščenja odpadne vode na modulu za črno vodo, prikaz učinkovitosti z boxplot diagramom.....	52
Slika 37: Prikaz temperature v solarnem uparjevalniku od januarja do maja 2011	53
Slika 38: Prikaz temperature v kompostnem reaktorju A.....	54
Slika 39: Prikaz temperature v kompostnem reaktorju B	54
Slika 40: Prikaz izmerjene vsebnosti vlage kompostnega reaktorja A in B	55
Slika 41: Prikaz izmerjenih koncentracij amonijskega dušika v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011	56
Slika 42: Prikaz izmerjenih koncentracij amonijskega dušika v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom	56
Slika 43: Prikaz izmerjenih koncentracij nitratnega dušika v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011.....	57
Slika 44: Prikaz izmerjenih koncentracij nitratnega dušika v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom.....	57
Slika 45: Prikaz izmerjenih koncentracij ortofosfata v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011.....	58
Slika 46: Prikaz izmerjenih koncentracij ortofosfata v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom	58
Slika 47: Prikaz izmerjenih koncentracij celotnega fosforja v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011	59
Slika 48: Prikaz izmerjenih koncentracij celotnega fosforja v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom.....	59
Slika 49: Prikaz izmerjenih koncentracij anorganske snovi v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011	60
Slika 50: Prikaz izmerjenih koncentracij anorganske snovi v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom.....	60
Slika 51: Prikaz izmerjene koncentracije organske snovi v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011.....	61
Slika 52: Prikaz izmerjene koncentracije organske snovi v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom	61

Slika 53 Prikaz izmerjene temperature na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in na iztoku iz rastlinske čistilne naprave ter minimalna in maksimalna dnevna temperatura v Krajinskem parku Sečoveljske soline.....	63
Slika 54: Prikaz izmerjenega pH sive vode na dotoku na RČN in na iztoku iz RČN.....	64
Slika 55: Prikaz izmerjene koncentracije raztopljenega kisika v sivi vodi na dotoku na RČN in na iztoku iz RČN	64
Slika 56: Prikaz izmerjene specifične električne prevodnosti sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave	65
Slika 57: Prikaz izmerjene koncentracije suspendiranih snovi sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave	65
Slika 58: Prikaz izmerjene koncentracije amonijskega dušika sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave	66
Slika 59: Prikaz izmerjene koncentracije nitritnega dušika sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave	66
Slika 60: Prikaz izmerjene koncentracije nitratnega dušika sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave	67
Slika 61: Prikaz izmerjene koncentracije ortofosfata sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave	67
Slika 62: Prikaz izmerjene koncentracije celotnega fosforja sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave	68
Slika 63: Prikaz izmerjenih vrednosti kemijske potrebe po kisiku sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave	68
Slika 64: Prikaz izmerjenih vrednosti biokemijske potrebe po kisiku sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave.....	69
Slika 65: Prikaz celotnega števila bakterij na posameznih podenotah modula za črno vodo, evaporacijskega modula in modula za sivo vodo	73
Slika 66: Prikaz koncentracije koliformnih bakterij na posameznih podenotah modula za črno vodo, evaporacijskega modula in modula za sivo vodo	73
Slika 67: Prikaz koncentracije fekalnih enterokokov na posameznih podenotah modula za črno vodo, evaporacijskega modula in modula za sivo vodo	74
Slika 68: Prikaz koncentracije bakterije <i>Staphylococcus</i> na posameznih podenotah modula za črno vodo, evaporacijskega modula in modula za sivo vodo	74

KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1: Prikaz metod vzorčenja na posameznih mestih vzorčenja.....	35
Preglednica 2: Uporabljene merilne metode in oprema.....	35
Preglednica 3: Uporabljene analizne metode in oprema.....	36
Preglednica 4: Rezultati terenskih meritev in laboratorijskih analiz, izvedenih na posameznih podenotah modula za črno vodo, prikazani s povprečno vrednostjo in standardnim odklonom ter razponom vrednosti	40
Preglednica 5: Preračunana dosežena učinkovitost čiščenja črne vode med dotokom na šotna filtra in biofiltrom, glede na različne parametre	51
Preglednica 6: Rezultati laboratorijskih analiz kompostnega reaktorja A in kompostnega reaktorja B	53
Preglednica 7: Rezultati terenskih meritev in kemijskih parametrov na modulu za sivo vodo in mejne vrednosti dovoljenih emisij, določene z Ur. l. RS, št. 47/2005 in Ur. l. RS, št. 98/2007	62
Preglednica 8: Preračunana dosežena učinkovitost čiščenja sive vode med dotokom in iztokom iz rastlinske čistilne naprave, glede na različne kemijske parametre.....	69
Preglednica 9: Rezultati mikrobioloških analiz modula za črno vodo	70
Preglednica 10: Preračunana dosežena učinkovitost čiščenja črne vode med dotokom na šotna filtra in biofiltrom, glede na mikrobiološke parametre.....	70
Preglednica 11: Rezultati mikrobioloških analiz evaporacijskega modula	71
Preglednica 12: Preračunana dosežena učinkovitost čiščenja črne vode med dotokom na šotna filtra in solarnim uparjevalnikom, glede na mikrobiološke parametre.....	71
Preglednica 13: Rezultati mikrobioloških analiz modula za sivo vodo.....	72
Preglednica 14: Preračunana dosežena učinkovitost čiščenja sive vode med dotokom in iztokom iz rastlinske čistilne naprave, glede na mikrobiološke parametre.....	72

OKRAJŠAVE IN SIMBOLI

ATP	Adenozin trifosfat
BPK ₅	Biokemijska potreba po kisiku
KPK	Kemijska potreba po kisiku
KPSS	Krajinski park Sečoveljske soline
MPN	Most Probable Number – določeno najverjetnejše število
N ₂ O	Dušikov oksid
NH ₃	Amonijak
NH ₄ ⁺	Amonij
NO ₂ ⁻	Nitrit
NO ₃ ⁻	Nitrat
PE	Populacijski ekvivalent
PLC	Programmable Logic Controler – Programabilni logični krmilnik
PO ₄ ⁻	Ortofosfat
TOC	Total organic carbon – celotni organski ogljik
UMB	Norwegian University of Life Sciences – Norveška univerza bioloških ved

SLOVARČEK

BIOKEMIJSKA POTREBA PO KISIKU (BPK₅), merjena v mg/L, je količina kisika, potrebnega za oksidacijo organske snovi z biološko aktivnostjo, izmerjena po 5 dneh inkubacije v temi, pri 20 °C (WQA ..., 1999; Domini in sod., 2007).

BOXPLOT (ang. box and whisker plot (škatla z brki), na kratko boxplot) je graf, ki prikazuje podatke s petimi števili: škatla predstavlja območje med dvema kvartiloma, notranja črta označuje mediano, na obeh straneh škatle so »brki«, ki segajo do najnižje in najvišje vrednosti (Lešnjak, 2010).

CELOKUPNO ŠTEVILO BAKTERIJ predstavlja skupno število vseh bakterij v danem vzorcu. Je test določitve vseh viabilnih mikroorganizmov, ki lahko rastejo aerobno na gojišču (agar) pri primernih inkubacijskih pogojih (po navadi 48 ur, pri 37 °C). Ti testi podajo stanje splošne higiene vzorca, ki se zelo razlikuje glede na naravo vzorca (Microbiological testing ..., 2011).

ČRNA VODA je odpadna voda iz stranišča (feces in voda, porabljena za izplakovanje stranišč) (Hranova, 2005).

DUŠIKOVE SPOJINE: v odpadni vodi se dušik pojavlja v štirih oblikah in te so organski dušik, amonij (NH₃⁺), nitrit (NO₂⁻) in nitrat (NO₃⁻). Spremembe med oblikami dušika dajejo odlične informacije o pogojih in procesih v posameznem delu čistilnega sistema (Roš, 2001).

ELEKTRIČNA PREVODNOST je lastnost vode, da prevaja električni tok. Odvisna je od koncentracije ionov, gibljivosti, naboja ter od temperature (Samec in Lobnik, 2009).

ESCHERICHIA COLI spada med koliformne bakterije fekalnega izvora. *E. coli* se da dokaj preprosto ločiti od ostalih fekalnih koliformnih bakterij (odsotnost ureaze in prisotnost β-glukoronidaze), zato je priporočilo mnogih raziskovalcev, da se za ugotavljanje fekalnega onesnaženja uporablja izključno določitev *E. coli* (Bitton, 2005).

EVTROFIKACIJA je obogatitev vode s hranili, zlasti s spojinami dušika oziroma fosforja, ki povzroči pospešeno rast alg in višjih rastlinskih vrst, posledica česar je nezaželeno motnja v ravnotežju organizmov v vodi ter poslabšanje kakovosti vode (Ur. l. RS, št. 45/07).

FEKALNI ENTEROKOKI so podskupina fekalnih streptokokov, ki jo sestavljajo *Streptococcus faecalis*, *S. bovis*, *S. equinus* in *S. avium*, in ker jih najpogosteje najdemo v gastrointestinalnem traktu ljudi in živali, se njihovo število določa za ugotovitev fekalnega onesnaženja voda (Bitton, 2005). Fekalni enterokoki so skupina indikatorskih bakterij, ki se uporabljajo predvsem za indikacijo fekalno onesnažene morske vode in somornice. Velja prepričanje, da se te bakterije v vodi ne razmnožujejo oz. da ne rastejo (Hartel in sod., 2008).

FOSFORJEVE SPOJINE: v odpadni vodi se fosfor pojavlja v različnih oblikah. Lahko je prisoten kot ortofosfat (PO₄⁻), polifosfat, ali pa gre za organsko vezan fosfor. Za biološko rast in reprodukcijo je najprimernejši ortofosfat (Roš, 2001).

HIBRIDNA RASTLINSKA ČISTILNA NAPRAVA je rastlinska čistilna naprava, ki ima horizontalni in vertikalni tok.

HIGIENIZACIJA (biološko razgradljivih odpadkov) je toplotna obdelava biološko razgradljivih odpadkov pri proizvodnji komposta in pregnitega blata ali pri njihovi stabilizaciji z mehansko-biološko obdelavo z namenom uničenja vegetativnih oblik človeških, živalskih in rastlinskih patogenih organizmov v procesu nastajanja komposta, pregnitega blata ali stabiliziranih biološko razgradljivih odpadkov tako, da je tveganje prenosa bolezni pri nadaljnji obdelavi, prodaji ali uporabi komposta, pregnitega blata ali stabiliziranih biološko razgradljivih odpadkov zanemarljivo (Ur. l. RS, št. 62/08).

INFEKTIVNA DOZA je minimalno število mikroorganizmov, ki lahko povzročijo infekcijo v gostitelju (Nahberger Marčič, 2008).

KEMIJSKA POTREBA PO KISIKU (KPK) je količina kisika, potrebnega za oksidacijo organske snovi v vodnem vzorcu s kemijskimi metodami (WQA ..., 1999; Domini in sod., 2007).

KOMPARTIMENTIZACIJA je razdelitev celice z biomembranami (Sinkovič, 2010).

KOLIFORMNE BAKTERIJE spadajo v družino *Enterobacteriaceae* in vključujejo aerobne, fakultativno anaerobne, gram-negativne, paličaste bakterije, ki ne proizvajajo spor in ki fermentirajo laktozo do kisline in plina v 48 urah pri temperaturi 35 °C (APHA, 1989, cit. po Bitton, 2005). V to skupino spadajo tudi *Escherichia coli*, *Enterobacter*, *Klebsiella* in *Citrobacter*. V fekalijah ljudi in živali se dnevno izločajo v velikem številu (2×10^9 koliformnih bakterij/dan/per capita). V čistilnih napravah je določanje števila koliformnih bakterij en izmed najpomembnejših pokazateljev učinkovitosti delovanja (Bitton, 2005).

MEZOFILNA FAZA KOMPOSTIRANJA je faza aktivne dekompozicije organskih snovi, kjer prevladujejo termotolerantne bakterije in glive, ki dvignejo temperaturo kompostne mase od 20 °C do 40 °C (Bitton, 2005).

PATOGENI mikroorganizmi ali virusi, ki lahko pri gostitelju povzročijo bolezensko stanje. Razvoj bolezni je odvisen od infektivne doze, patogenosti mikroorganizmov, gostitelja in okoljskih dejavnikov (Bitton, 2005).

pH je merilo za kislost oz. bazičnost vzorca ali prisotnost vodikovih oz. hidroksilnih ionov. Definirana je kot negativni desetiški logaritem koncentracije H_3O^+ ionov: $\text{pH} = -\log_{10}[\text{H}_3\text{O}^+]$ (Simonič, 2004).

POPULACIJSKI EKVIVALENT (PE) je enota za obremenjevanje vode, izražena v BPK_5 . Populacijski ekvivalent je enak 60 g BPK_5 /dan (Ur. l. RS, št. 47/05).

SIVA VODA je odpadna voda, ki nastane pri pranju, umivanju in v kuhinji (Bitton, 2005).

STAPHYLOCOCCUS je rod bakterij, ki povzročajo številne bolezni, kot so infekcije različnih tkiv v telesu (Stöppler, 2012) in zastrupitve s hrano (Stafilokok ..., 2012). Ljudi lahko okuži več kot 30 različnih tipov stafilokokov, vendar večino okužb povzroča *Staphylococcus aureus* (Stöppler, 2012).

SUSPENDIRANE SNOVI so masna koncentracija trdnih snovi v tekočini, izločenih s filtracijo ali centrifugiranjem, in določenih po sušenju (Roš, 2001).

TERMOFILNA FAZA KOMPOSTIRANJA je faza, karakterizirana z rastjo termofilnih bakterij, gliv in aktinomicet, značilna je visoka stopnja dekompozicije organskih snovi in dvig temperature kompostne mase med 60 °C in 80 °C (Bitton, 2005).

1 UVOD

Voda je osnovna dobrina, od katere je odvisno življenje. Na našem planetu je le 2,5 % pitne vode, od tega 70 % v zamrznjenem stanju. Poraba pitne vode se je na svetu v zadnjih 100 letih povečala za šestkrat (Vode, 2012). Svetovna zdravstvena organizacija opozarja, da 884 milijonov ljudi še vedno nima dostopa do čiste pitne vode (WHO, 2010). Grožnja klimatskih sprememb in naraščanje števila prebivalstva lahko pri trenutni porabi vode vodita v veliko svetovno krizo z vodo. Poleg tega na poslabšanje kakovosti vode vplivajo tudi emisije nevarnih snovi, zaradi česar so nekateri vodni viri neprimerni za uporabo (Vode, 2012).

Gospodarjenje z vodnimi viri je danes zavarovano s številnimi zakoni in do leta 2015 morajo v skladu z evropsko vodno direktivo (Vodna direktiva 2000/60/EC) vse države preprečiti slabšanje kakovosti voda in sprejeti ustrezne sanacijske ukrepe. Pri porabi vode se posledično kaže vedno večja težnja k racionalni porabi in čim bolj sonaravnemu gospodarjenju. Razvoj v smeri nenadzorovanega izkoriščanja naravnih virov in povečevanja obremenitve okolja zahteva previsoko ceno.

Zgodovina nas uči, da so civilizacije uspevale in propadale zaradi omejenih naravnih virov, kot so minerali, kovine, voda, prostor, gorivo. Dušik in fosfor sta elementa, nujno potrebna za vse oblike življenja, in izjemnega pomena za proizvodnjo hrane za človeško populacijo. Naraščajoče število prebivalstva ustvarja vedno večje potrebe po proizvodnji hrane. Globalno se je v zadnjih 100 letih proizvodnja hrane zelo povečala, predvsem na račun uporabe gnojil. Ljudje letno zaužijemo 20 milijonov ton dušika, pri čemer ga 100 milijonov ton letno porabimo za gnojenje (Rosmarin, 2004). Čeprav je fosfor enajsti najpogostejši element na svetu, se ne pojavlja v elementarni obliki in je skoraj vedno vezan z drugimi elementi. Večina fosforja v prsti je rastlinam nedostopna in ga je zato potrebno dodajati v obliki hranil. Neobnovljivi viri fosforja se vedno bolj izkoriščajo za zadovoljitev velikih potreb pri proizvodnji hrane in proizvodnji gnojil (Closing the loop ..., 2008). Največje količine dostopnega fosforja imajo Kitajska, Maroko in zahodna Sahara in s trenutno porabo fosforja v ZDA ima slednja predvideno porabo rezerv v tridesetih letih. Potrebe po fosforju lahko v prihodnje zelo vplivajo na politično dogajanje na celem svetu (Rosemarin, 2004).

V naravi osnovni elementi, kot sta dušik in fosfor, krožijo. Človek je s posegi v naravo prekinil kroženje elementov in ustvaril linearen, nezaokrožen sistem (Closing the loop ..., 2008). Nekoč je veljalo, da je onesnažena odpadna voda odpadek, danes pa je lahko s sodobnimi načini čiščenja odpadna voda vir surovin. Osnovna zamisel novih postopkov čiščenja komunalnih odpadnih voda je decentralizacija večjih čistilnih naprav in čiščenje komunalne odpadne vode na mestu nastanka, ponovna uporaba očiščene vode in uporaba koristnih surovin, kot sta dušik in fosfor. Inovativni sistemi čiščenja komunalne odpadne

vode temeljijo na ločevanju odpadne vode glede na njene lastnosti, ločenem čiščenju posameznih frakcij ter ponovni uporabi končnih proizvodov (Vrtovšek in Zupančič, 2006). Princip delovanja takšnega sistema čiščenja temelji na zapiranju snovnih tokov, brez emisij.

Komunalno odpadno vodo lahko ločimo na podlagi njenih lastnosti na črno vodo (straniščna voda) in sivo vodo (voda iz kopalnice in kuhinje) (Hranova, 2005). Zaradi nizke vsebnosti onesnažil siva voda ne potrebuje zahtevnih metod čiščenja za ponovno uporabo (Ridderstolpe, 2004). Ekološki sanitarni sistemi omogočajo tudi ločeno zbiranje bolj koncentrirane črne vode. V ospredje stopajo tudi stranišča, ki ločujejo urin od ostale odpadne vode. Urin je lahko namreč zaradi visoke vsebnosti hranil s primernim čiščenjem ključnega pomena za izboljšanje rodovitnosti prsti (Daigger, 2008). V idealnem primeru ekološki sanitarni sistemi omogočajo vračanje hranil iz fecesa in urina, ter fosforja iz sive vode, za gnojenje kmetijskih obdelovalnih površin ob ekonomični porabi vode. Hkrati ekološki sanitarni sistemi ne proizvajajo odpadka, saj prečiščeno odpadno vodo ponovno uporabljajo (Werner in sod., 2002).

1.1 CILJI NALOGE IN DELOVNE HIPOTEZE

V okviru raziskovalnega projekta Sanbox, sofinanciranega s strani sedmega okvirnega programa Evropske unije, so bili pod skupnim imenom SANBOX razviti trije prototipni sanitarni sistemi. Sanbox sanitarni sistemi so bili postavljeni na Norveškem (Kaja Student Dormitories), v Švici (Brittania Mountain Lodge) in v Sloveniji (Krajinski park Sečoveljske soline). Namen projekta je bil razviti nov sanitarni sistem, ki ločuje in čisti komunalno odpadno vodo na klimatsko zelo različnih turističnih območjih v Evropi. Princip čiščenja je temeljil na ločevanju črne in sive vode ter na ločevanju črne vode na posamezne frakcije. Sledila je aerobna dekompozicija trdne frakcije črne vode in uparitev tekoče frakcije črne vode s pomočjo energije, pridobljene iz sončnih kolektorjev. Za čiščenje sive vode je bila predvidena rastlinska čistilna naprava.

Diplomsko delo je namenjeno raziskavi inovativnega kompaktnega sistema ločevanja in čiščenja posameznih frakcij komunalnih odpadnih voda po principu »brez emisij« na prototipnem sanitarnem sistemu Sanbox, postavljenem v Krajinskem parku Sečoveljske soline. Diplomsko delo vključuje spremljanje učinkovitosti čiščenja komunalne odpadne vode ter spremljanje fizikalnih in biokemijskih procesov med procesom čiščenja posameznih frakcij črne in sive vode. Namen takšnega sistema čiščenja odpadne vode je zmanjšati porabo pitne vode s ponovno uporabo prečiščene sive vode za npr. izplakovanje stranišč in uporabo komposta, pridobljenega iz trdne frakcije črne vode, za gnojenje kmetijskih površin.

Delovne hipoteze:

- S sistemom filtriranja s šoto lahko črno vodo učinkovito ločimo na trdno in tekočo frakcijo.
- S kompostiranjem trdne frakcije črne vode pridobimo proizvod, primeren za nadaljnjo uporabo, , npr. za gnojenje kmetijskih površin.
- Tekočo frakcijo črne vode lahko prečistimo brez odpadka.
- Rastlinska čistilna naprava lahko prečisti sivo vodo do te mere, da je ta lahko ponovno uporabna npr. za izplakovanje stranišč.

2 PREGLED OBJAV

2.1 PROBLEMI ONESNAŽEVANJA VODA

Človeški in živalski odpadki so neposredni vir organskih in anorganskih onesnaževal. Možne rešitve za zmanjševanje obremenitev vodnih ekosistemov predstavljajo različni tipi čistilnih naprav. Ti lahko temeljijo na mikrobni razgradnji organskih onesnažil, anaerobni eliminaciji dušika, imobilizaciji fosforja v rastlinsko biomaso, obarjanju fosforja s koloidi (Hacin, 2007) oz. lahko vključujejo različne postopke mehanskega, kemijskega, fizikalno-kemijskega, biološkega čiščenja in napredne postopke, kot so npr. reverzna osmoza, ultrafiltracija, nanofiltracija, ipd. (Roš in Zupančič, 2010).

Najpomembnejša in najbolj splošno razširjena onesnaževala v vodnih telesih so organska snov, dušik ter fosfor. Zaradi povečane količine organske snovi v vodnih telesih (predvsem stoječih), lahko poraba kisika preseže njegovo proizvodnjo, kar vodi do pomanjkanja kisika (predvsem v nočnem času) in posledično do propada mnogih rastlin in živali (Hacin, 2007). Dobro proučen antropogeni vpliv na vodne ekosisteme je pojav eutrofikacije (Wetzel, 2001). Eutrofikacija je obogatitev vode s hranili, zlasti s spojinami dušika in fosforja, ki povzročijo pospešeno rast alg in višjih rastlinskih vrst, posledica česar je sprememba ekosistemskega ravnotežja v vodi ter poslabšanje kakovosti vode (Ur. l. RS, št. 45/07).

2.1.1 Dušik

Reaktivni dušik (definiran kot N, vezan s C, O ali H, kot v NO_x , organski dušik) v veliki meri nastane pri biološki fiksaciji nereaktivnega dušika (trikrat vezan N_2), kar na kontinentih povzroča proizvodnjo 90–130 Tg N/letno ($\text{Tg} = 10^{12}\text{g}$). Pri tem se z energijsko proizvodnjo, proizvodnjo gnojil in obdelovanjem kmetijskih površin, ki uporabljajo simbiotske fiksatorje dušika, proizvede še dodatnih približno 150 Tg N/letno. Izgube antropogeno pridelanega dušika so manj znane, gotovo pa je, da se dušik akumulira v okolju. Ker je dušik nujno potreben pri proizvodnji hrane za vse bolj naraščajočo človeško populacijo, lahko pričakujemo, da bodo vedno večje količine dušika pretvorjene iz nereaktivnih v reaktivne oblike (Wetzel, 2001).

2.1.1.1 Kroženje dušika

Za dušikove spojine so značilna različna oksidacijska stanja, ki pa se lahko spreminjajo zaradi delovanja živih organizmov. V odpadnih vodah so najbolj splošne in najpomembnejše oblike dušika amonijak (NH_3), amonij (NH_4^+), dušikov plin (N_2), nitritni ion (NO_2^-) in nitratni ion (NO_3^-) (Roš in Zupančič, 2010). Ključni mikrobni procesi pri

kroženju dušika zajemajo fiksacijo, mineralizacijo in imobilizacijo, nitrifikacijo in denitrifikacijo (Mahne, 1996).

V odpadnih vodah je dušik večinoma prisoten v obliki organskih dušikovih spojin, med katerimi prevladujeta amonijak in amonij (Samec in Lobnik, 2009).

Fiksacija

Fiksacija dušika je proces redukcije N_2 v amonij in pretvorba amonija v organsko obliko. Organizmi, ki so je sposobni, so lahko ali prostoživeči ali simbiotski (Madigan in Martinko, 2006). Fiksacija dušika je omejena na prokariontske organizme, vendar je niso sposobni vsi prokarionti (Fay, 1992). Za biološko fiksacijo dušika je potreben encim nitrogenaza, ki sestoji iz železovega sulfida in molibdo-železovih proteinov, obeh občutljivih na kisik. Za redukcijo molekule N_2 v NH_4^+ potrebuje nitrogenaza Mg^{2+} in energijo v obliki ATP (15–20 ATP/ N_2) (Bitton, 2005).

Fiksacija dušika je inhibirana s kisikom zato, ker kisik deaktivira encim. V primeru aerobnih dušik-fiksirajočih bakterij več mehanizmov preprečuje kisikovo deaktivacijo encima, npr. hitra odstranitev kisika z respiracijo, kompartmentizacijo, sluznim ovojem ipd. (Madigan in Martinko, 2006).

Mineralizacija

Mineralizacija dušika je pretvorba organsko vezanega dušika v bolj mobilno anorgansko obliko. Neposredni produkt mineralizacije je amonij (ta proces imenujemo amonifikacija), pri katerem ne pride do spremembe oksidacijskega stanja (Mahne, 1996). Proces amonifikacije poteče že v kanalizacijskih ceveh, kjer se dušik iz fekalij s hidrolizo pretvori v anorgansko obliko. Na razmerje med nastajanjem amonija in amonijaka vplivata pH in temperatura (Nitrogen removal ..., 2010).

Imobilizacija

Mikrobi lahko zajemajo dušik iz mineralne zaloge in ga tako z asimilacijo vgradijo v celični sistem. Imobilizacija je proces prevezave mineralnih oblik dušika na organski nivo. Mineralizacija in imobilizacija sta tako obratna in sočasna procesa. Dušik se bo akumuliral v anorganski obliki takrat, ko bo razmerje C:N pod kritično mejo in bo mineralizacija presegla imobilizacijo. Količina akumuliranega anorganskega dušika pa je odvisna od substrata, mikrobne združbe, abiotičnih faktorjev (pH, temperatura, vlaga itd.) in drugih dejavnikov (Mahne, 1996).

Nitrifikacija

Nitrifikacija je mikrobna pretvorba amonijaka v nitrat (Bitton, 2005). Najbolj pogosti anorganski snovi, uporabljeni kot donorja elektronov, sta amonijak (NH_3) in nitrit (NO_2^-), ki se aerobno oksidirata s pomočjo kemolitotrofnih oksidirajočih bakterij. Slednje uvrščamo v dve skupini; ena skupina oksidira amonijak do nitrata in druga skupina oksidira nitrit do nitrata (Madigan in Martinko, 2006).

Anamox

Anamox je proces anaerobne oksidacije amonija, kjer nastaja plinasti dušik (N_2) in je nitrit končni prejemnik elektronov. Vir nitrata je proces aerobne oksidacije amonija (aerobne nitrificirajoče bakterije). Dve skupini nitrificirajočih bakterij (aerobne in anaerobne) lahko živita skupaj v okolju, bogatim z amonijem, kot so npr. komunalne odpadne vode. V takšnih vodah so prisotni suspendirani delci z anoksičnimi in oksičnimi conami, kar omogoča soobstoj obeh skupin. Iz ekološkega vidika je proces anaerobne oksidacije amonija izredno pomemben pri zmanjševanju količin amonija iz anoksičnih odpadnih voda (Madigan in Martinko, 2006).

Denitrifikacija

Je proces biokemijske redukcije oksidiranih dušikovih anionov (NO_3^- , NO_2^-) s sočasno oksidacijo organskih snovi (Wetzel, 2001). Produkt denitrifikacije je plinasti N_2 , kar je zelo uporabno pri biološkem čiščenju odpadnih voda, ker se tako znižuje količina nitrata v odpadni vodi (Madigan in Martinko, 2006). Denitrifikacija poteka v anaerobnem okolju in potrebuje vir organskega ogljika. Med samim procesom nastajajo alkalne spojine, ki nevtralizirajo med denitrifikacijo nastale protone (Samec in Lobnik, 2009).

2.1.1.2 Mikrobiologija nitrifikacije

Nitrosomonas je rod avtotrofnih bakterij, ki oksidirajo amonij do nitrata, vmesni produkt je hidroksilamin (NH_2OH). Encim, potreben za oksidacijo amonija, je amonij monooksigenaza. Hidroksilamin oksidoreduktaza nato oksidira NH_2OH do NO_2^- (Madigan in Martinko, 2006). Ostali rodovi amonij oksidirajočih bakterij so *Nitrospira*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus* in *Nitrosovibrio* (Focht in Verstraete, 1977, cit. po Bitton, 2005). To so mezofilne bakterije, ki uspevajo na temperaturi 1–37 °C in rastejo optimalno pri pH blizu nevtralnemu (Wetzel, 2001). V večini okolij z odpadno vodo prevladuje rod *Nitrosomonas* (Madigan in Martinko, 2006).

Pretvorbo nitrata v nitrat vršijo nitrit oksidirajoče bakterije. Gre za obligatorne avtotrofe, razen pri rodu *Nitrobacter*, ki lahko uspeva heterotrofno v prisotnosti acetata, formata ali piruvata (Bitton, 2005). Slednji je nekoliko bolj občutljiv na nizke temperature in visok

pH, kar lahko vodi do rahle akumulacije nitrita (Wetzel, 2001). Ostali rodovi kemolitotrofnih nitrit oksidirajočih bakterij so *Nitrospina*, *Nitrospira* in *Nitrococcus* (Wolfe in Lieu, 2002, cit. po Bitton, 2005). Čeprav je najbolj proučevan rod v odpadnih vodah *Nitrobacter*, se *Nitrospira* pogosto pojavlja v vzorcih aktivnega blata in je včasih prevladujoč takson v okoljih z odpadno vodo (Bitton, 2005).

Oksidacija NH_3 v NO_2^- in nato v NO_3^- je energijsko zahteven proces. Energija se porablja za asimilacijo ogljikovega dioksida, vir ogljika pa predstavlja ogljikov dioksid, bikarbonat ali karbonat. Proces poteče v prisotnosti kisika in v zadostno alkalnem okolju, ker med procesom oksidacije nastajajo vodikovi protoni, kar pomeni, da se pH znižuje (Samec in Lobnik, 2009; Bitton, 2005). Teoretično je za oksidacijo amonijaka do nitrata potrebno 4,6 mg O_2 /mg amonijaka (U. S. EPA, 1975; Bitton, 2005). Čeprav so nitrifikatorji obligatorni aerobi, imajo slednji manjšo afiniteto za kisik kot druge aerobne heterotrofne bakterije. Optimalni pH za rast rodu *Nitrobacter* je med 7,2 in 7,8. Zakisanje kot posledica nitrifikacije lahko povzroča težave z odpadno vodo v šibko pufrnem okolju (Bitton, 2005).

Dejavniki, ki vplivajo na nitrifikacijo:

- Kisik

Koncentracija raztopljenega kisika je eden pomembnejših dejavnikov, ki vplivajo na nitrifikacijo. Proces nitrifikacije steče, ko je koncentracija kisika nad 2 mg/L (Bitton, 2005). Pri koncentraciji raztopljenega kisika, manjši od 0,5 mg/L, je rast mikroorganizmov minimalna (Nitrogen removal ..., 2010). Raziskave, izvedene na čistih kulturah mikroorganizmov, so pokazale, da *Nitrobacter* lahko uspeva v okolju brez kisika in uporablja NO_3^- kot akceptor elektronov ter organsko snov kot vir ogljika (Bock in sod., 1988; Ida in Alexander, 1965; Smith in Hoare, 1968, cit. po: Bitton, 2005). V procesu oksidacije amonija do nitrita in nitrata bakterije sproščeno energijo porabijo kot edini vir energije za lastne potrebe (Mahne, 1996).

- Temperatura

Nitrifikatorji uspevajo pri temperaturi 8–30 °C, z optimumom med 25 °C in 30 °C (Bitton, 2005).

- pH

Optimalni pH za rast rodov *Nitrosomonas* in *Nitrobacter* je med 7,5 pH in 8,5 pH (U. S. EPA, 1975; Bitton, 2005). Nitrifikacija se ustavi pri pH, enakem in nižjem od 6 pH (Painter, 1970; Painter in Loveless 1983, cit. po Bitton, 2005). Alkalnost upade kot rezultat

oksidacije amonija. Padec pH lahko minimaliziramo z aeracijo odpadne vode. Povečanje alkalnosti je možno z dodatkom apna (Bitton, 2005).

- Strupenost

Znano je, da je rod *Nitrosomonas* bolj občutljiv na strupene snovi kot *Nitrobacter*. Najbolj strupene snovi so cianid, tiourea, fenol, anilini in težke kovine (srebro, živo srebro, nikelj, krom, baker, cink) (Bitton, 2005).

2.1.1.3 Mikrobiologija denitrifikacije

Najpomembnejša procesa biološke redukcije nitrata sta asimilativna in disimilativna redukcija nitrata (Tiedje, 1988, cit. po Bitton, 2005).

- Asimilativna redukcija nitrata

Asimilativna redukcija nitrata je proces pretvorbe nitrata v nitrit in nato v amonjak. Proces zahteva sodelovanje več encimov, ki pretvorijo NO_3^- v NH_3 , ki je nato vgrajen v proteine in nukleinske kisline (Bitton, 2005).

- Disimilativna redukcija nitrata

Disimilativna redukcija nitrata je proces anaerobne respiracije, kjer je NO_3^- končni prejemnik elektronov. Mikroorganizmi, sposobni disimilativne redukcije nitrata, so aerobni avtotrofi ali heterotrofni mikroorganizmi, ki lahko preidejo v anaerobno rast in reducirajo nitrat do N_2O in N_2 . Slednji je slabo topen v vodi in se zato pogosto v obliki mehurčkov sprošča iz vodnega okolja (Bitton, 2005). N_2O lahko nastaja med denitrifikacijo v odpadnih vodah, kar lahko vodi do nepopolne odstranitve nitrata iz sistema. N_2O je pomemben onesnaževalec zraka, zaradi česar se mora pri čiščenju odpadnih voda preprečiti njegov nastanek ali vsaj doseči nizke količine (Bitton, 2005).

Dejavniki, ki vplivajo na denitrifikacijo

- Koncentracija nitrata

Nitrat je končni prejemnik elektronov za denitrifikatorje in količina nitrata vpliva na hitrost rasti denitrifikatorjev (Barnes in Bliss, 1983; Hawkes, 1983, cit. po Bitton, 2005).

- Anoksični pogoji

Kisik uspešno tekmuje z nitratom kot končni prejemnik elektronov. Oksidacija glukoze sprosti v prisotnosti kisika več proste energije kot v prisotnosti nitrata. Denitrifikacija poteka v odsotnosti kisika (Bitton, 2005), kar povzroči zmanjšanje koncentracije nitrata (Nitrogen removal ..., 2010). Proces denitrifikacije steče, kadar količina kisika pade pod 0,5 mg/L, optimalna pa je koncentracija kisika pod 0,2 mg/L (Nitrogen removal ..., 2010).

- Prisotnost organskih snovi

Denitrifikatorji za proces denitrifikacije potrebujejo donorje elektronov. Možni so številni donorji elektronov: očetna kislina, citronska kislina, metanol, etanol, komunalna odpadna voda, odpadna voda prehranske industrije, amonij kot produkt anaerobne oksidacije amonija (anammox) itd. (Bitton, 2005).

- pH

Pri odpadnih vodah je proces denitrifikacije najučinkovitejši pri pH 7,0–8,5, z optimumom blizu nevtralnemu (Christensen in Harremoes, 1977; Metcalf in Eddy, 1991, cit. po Bitton, 2005).

- Temperatura

Denitrifikacija poteka pri temperaturi od 35 do 50 °C. Poteka tudi pri nižji temperaturi (5–10 °C) ampak z nižjo hitrostjo (Bitton, 2005).

- Strupene snovi

Denitrifikatorji so manj občutljivi na strupene snovi kot nitrifikatorji (Bitton, 2005).

2.1.1.4 Dušik v izpustu

Iztok neprečiščene ali le delno prečiščene odpadne vode ima lahko močan vpliv na okolje (Wetzel, 2001). Dušikove spojine so eno izmed najpomembnejših onesnažil na iztoku odpadnih voda in imajo pomembno vlogo pri procesih eutrofikacije, vplivajo na vsebnost kisika v vodnem okolju, so strupene za nevretenčarske in vretenčarske organizme in lahko ogrožajo zdravje ljudi (Paredes in sod., 2007).

Pri nevtralnem pH je 99 % amonijskega dušika v obliki NH_4^+ . Koncentracije NH_3 se povečajo šele pri $\text{pH} > 9$ in neioniziran amonijski dušik je strupen za ribje populacije. Nižje koncentracije kisika v vodnem okolju so lahko posledica delovanja nitrifikatorjev, ki porabljajo kisik za oksidacijo amonija. Ravno tako lahko visoke koncentracije nitrata vplivajo na zdravje ljudi. Visoke koncentracije nitratov v pitni vodi so škodljive predvsem

za dojenčke, mlajše od 3 mesecev, saj je pH v njihovem želodcu višji kot pH odraslih oseb. V želodcu dojenčkov je favorizirana mikrobna redukcija nitratov v nitrite, ki se nato transportirajo v kri. Nitritni ion se veže na hemoglobin in tvori methemoglobin (methemoglobinemija). Nitrit v želodcu reagira tudi z amini in tvori potencialno kancerogene snovi (Urbanič in Toman, 2003).

2.1.2 Fosfor

Fosfor je esencialni element pri vseh oblikah življenja in ga ne moremo nadomestiti z drugimi elementi. Izpuščanje fosforja iz antropogenih virov, kot so komunalne odpadne vode, kmetijska zemljišča, ter izpiranje fosforja v reke in jezera predstavlja velik problem za zmanjšanje kvalitete vode in posledično vodi v eutrofikacijo (Ádám in sod., 2007).

V primerjavi z ostalimi elementi, ki gradijo biološke sisteme, je fosfor še najmanj v izobilju in je tudi najpogostejši omejujoči element biološke proizvodnje (Wetzel, 2001). V naravi najdemo fosfor v različnih oblikah, najpomembnejša oblika anorganskega fosforja je ortofosfat (PO_4^-) (Roš, 2001). Zaradi aktivnega privzemanja primarnih producentov v neobremenjenih vodah količine fosforja ne presegajo 0,1 mg/L (Urbanič in Toman, 2003). Komunalne odpadne vode vsebujejo v povprečju 10 do 20 mg/L fosforja (Bitton, 2005). Odvečni fosfor povzroča eutrofikacijo, zato se mora antropogeni vnos vsaj upočasniti, če ne ustaviti (Blackall in sod., 2002).

2.1.2.1 Kroženje fosforja

Zemeljska skorja predstavlja največjo zalogo fosforja. Večina fosforja je vezanega v apatitu, kalcijevem fosfatu, ki vključuje tudi železo in klor ali OH skupino. Topni fosfati se sprostijo s preperevanjem matične kamnine, vendar se hitro spremenijo v netopne spojine v tleh. Rastline so sposobne fosfor absorbirati iz zelo razredčenih raztopin in ga nato koncentrirati, da si zagotovijo zadostno količino fosforja. Fosfor, sproščen pri razgradnji organskih snovi, je zelo hitro ponovno uporabljen. Dostopnost fosforja v stoječih celinskih vodah in morju je še toliko slabša, saj se partikularni fosfor hitro poseda v sediment, medtem ko se topni fosfor hitro porablja za vzdrževanje fotosintezne aktivnosti fitoplanktonov. Samo v območjih dviga globokih morskih mas (*upwelling*) so površinska območja bogatejša s fosforjem. Fosfor v sedimentu postane dostopen šele pri tektonski aktivnosti in tako se krogotok lahko zaključi šele po nekaj deset do sto oz. tisoč letih (Smil, 2002).

Količina celotnega fosforja v večini neobremenjenih celinskih voda znaša med 10 in 50 $\mu\text{g/L}$. Odstopanja so velika in so predvsem odvisna od geoloških posebnosti posameznega območja. Od celotnega fosforja je približno 70 % ali več fosforja v obliki partikulatnega

organskega materiala, pri čemer je ostanek prisoten kot raztopljen ali koloidni organski fosfor. Raztopljen organski fosfor vsebuje opazen delež fosforja v koloidni obliki. Količine anorganskega raztopljenega fosforja so stalno nizke in predstavljajo le majhen delež celotnega fosforja (Wetzel, 2001).

Raztopljeni fosfor vključuje ortofosfat (PO_4^-), polifosfat, ki po navadi izvira iz sintetičnih detergentov, organske koloide ali fosfor, vezan z adsorbtivnimi koloidi in nizkomolekularnimi fosfatnimi estri (Wetzel, 2001).

Partikulatni fosfor vključuje: fosfor v organizmih (v DNA, RNA, fosfoproteinih), fosfor v nizkomolekularnih estrih encimov, vitaminov itd., fosfor v nukleozidnih fosfatih, kot je ADP (adenozin difosfat), ATP (adenozin trifosfat), mineralne plasti v kamninah in tleh, kot je npr. hidroksiapatit, pri katerem je fosfor absorbiran v anorganske spojine, kot so gline, karbonati in fosfor, adsorbiran na odmrlo partikulirano organsko snov ali v makroorganskih agregatih (Wetzel, 2001).

V odvisnosti od relativne koncentracije fosfatov, kovinskih ionov, pH in prisotnosti drugih ligandov (sulfat, karbonat, fluorid itd.) tvorijo fosfat, pirofosfat, trifosfat in drugi polifosfatni anioni komplekse, helate, različne spojine in netopne soli s kovinskimi ioni (Stumm in Morgan, 1996, cit. po Wetzel, 2001). Kovinski ioni so v vodah prisotni v enakih ali manjših koncentracijah kot fosfor in zato lahko njihova vezava povzroči pomembne spremembe v razpoložljivosti fosfata, kovinskih ionov ali obojega (Wetzel, 2001).

Koncentracija kalcija vpliva na nastajanje hidroksiapatita $[\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3]$. Pri vodnih raztopinah, kjer je koncentracija kalcija 40 mg/L in pH 7, je brez prisotnosti drugih spojin topnost fosfata omejena na 10 $\mu\text{g/L}$. Pri koncentracijah kalcija nad 100 mg/L se maksimalno ravnotežje fosfata zniža na 1 $\mu\text{g/L}$ (Wetzel, 2001). Pri povišanem pH nastaja kalcijev karbonat, ki soobarja fosfat s karbonati (Otsuki in Wetzel, 1972, cit. po Wetzel, 2001). Dvig pH v vodah s povečano koncentracijo kalcija vodi do nastanka apatita (Kümmel, 1981, cit. po Wetzel, 2001).

Na splošno je značilna visoka adsorpcija fosfata na glinah pri nizkem pH (približno 5–6 pH). Fosfor, ki je s kemijsko vezjo vezan na minerale glin, se le težko spira (Wetzel, 2001).

- Fosfor v tleh

Fosfor v organskih in umetnih gnojilih je vključen v številne reakcije, ki spremenijo velik delež topnega fosfata v manj topne oblike. Še posebej pomembne so reakcije z Al, Fe, K in Mg. Nastale spojine so relativno netopne in zato nemobilne (Smil, 2002).

- Fosfor v sedimentu

Izmenjava fosforja med sedimentom in vodo je glavna komponenta fosforjevega krogotoka. Pomembni dejavniki, ki vplivajo na prehajanje fosforja med sedimentom in vodnim okoljem, so sposobnost sedimenta, da zadrži fosfor, stanje vodnega okolja in organizmi, ki delujejo v sedimentu in tako spreminjajo ravnotežje, ki vpliva na transport fosforja (Wetzel, 2001).

Izmenjave fosforja med sedimentom in vodnim okoljem so odvisne od mehanizmov, povezanih z mineralno-vodnim ravnotežjem, sorpcijskimi procesi, partikulatne izmenjave z železovimi ioni, kisikove in druge redoks reakcije, fiziološkim stanjem ter z vedenjem organizmov (Wetzel, 2001).

Ortofosfat je vezan na delce s pomočjo adsorpcije in z različno močnimi kemijskimi vezmi. V mikrobne biokemijske procese mobilizacije je vključena mineralizacija s hidrolizo fosfatno-esterskih vezi in sproščanjem fosforja iz živih celic. Mobilizacija je rezultat spreminjanja okoljskih razmer, predvsem redoks stanja in avtolize celic (Wetzel, 2001).

2.1.2.2 Izkoriščanje naravnih rezerv fosforja

Urbanizacija in intenzivna kmetijska praksa sta privedli do tega, da se zato, da se pridela zadostna količina hrane za človeško populacijo, uporablja veliko umetnih gnojil. Zaradi slabega nadzora je prišlo do izkoriščanja naravnih rezerv fosforja, pri čemer se le malo fosforja ponovno uporabi. Približno četrtnina vsega fosforja, ki se je nahajala na obdelovalnih površinah med letoma 1950 in 2000, je končala v vodnih ekosistemih ali obstala v t. i. ponorih (eden glavnih ponorov fosforja je sedimentacija (Žagar in sod., 2008)). Čeprav lahko v ZDA že v 30 letih zmanjka komercialno uporabnega fosforja in Evropa praktično nima lastnih virov fosforja (Schröder in sod. 2009), se danes le malo govori o njegovih omejenih zalogah (Rosemarin, 2004). Večina komercialno zanimivega fosforja se nahaja v Maroku in na Kitajskem, medtem ko je Indija največja država na svetu, ki je najbolj odvisna od tujih virov fosforja (Rosemarin, 2004).

Odziv na zmanjševanje fosforjevih rezerv lahko vključuje višje cene hrane, bolj učinkovito izrabo hranil, vključevanje alternativnih rešitev in ponovno uporabo hranljivih snovi. Poraba fosforja postaja vedno bolj učinkovita zlasti v Evropi. Kmetje in drugi obdelovalci kmetijskih površin se vedno bolj izogibajo pregonjenju. Namesto umetnih gnojil se prsti dodaja živalski gnoj. Ti postopki varčevanja temeljijo predvsem na pogostem opozarjanju stroke in javnosti na problem onesnaževanja vodotokov z izpiranjem z obdelovalnih površin in posledično razrastjo alg (Cordell in sod., 2009). Akumulacija fosforja v vodnih telesih je tako obsežna, da bomo, tudi če danes popolnoma preprečimo dodajanje fosforja

obdelovalnim površinam, potrebovali še veliko let, preden bomo zasledili prve učinke izboljšanja kakovosti voda (Sharpley in sod., 2005). Čeprav so ti postopki nujno potrebni, pa ne zadoščajo za zagotovitev potrebnih zalog fosforja (Cordell in sod., 2009).

Uporaba hranil iz komunalne odpadne vode za gnojenje kmetijskih površin lahko predstavlja delno rešitev zgoraj omenjenega problema. Radikalne spremembe so potrebne, da lahko naredimo opazne spremembe (Rosemarin, 2004).

2.1.2.3 Vloga mikroorganizmov pri privzemu fosforja

Mikroorganizmi asimilirajo fosfor, ki vstopi v številne makromolekule v celici (Bitton, 2005). Za privzem fosforja sta znana dva biološka mehanizma. Pri prvem gre za privzem fosforja, ki je kot esencialni element potreben za grajenje fosfolipidov, nukleotidov in nukleinskih kislin. Drugi mehanizem privzema fosforja pa je t. i. *luxury uptake* in gre za skladiščenje fosforja znotraj biomase v obliki polifosfata. Ti organizmi imajo sposobnost akumulacije večjih količin fosforja, kot je običajna količina za neko celico, ki znaša 1–3 % suhe teže celice. Mikroorganizmi, sposobni akumulacije fosfata, fosfat akumulirajo intracelularno v polifosfatnih granulah (Bitton, 2005). Fosfat se skladišči v dveh oblikah. V kislem je topna oblika polifosfata aktivno prisotna v reakcijah metabolizma, medtem ko je v kislem netopen polifosfat skladiščen in se porablja šele pri nizkih količinah fosforja v okolju (Powell in sod., 2008).

- Mineralizacija

Organske fosforne spojine so mineralizirane do ortofosfata zaradi delovanja mikroorganizmov, kot so bakterije, glive in aktinomicete, ob sodelovanju fosfataz (Bitton, 2005).

- Obarjanje

Mikroorganizmi s svojim delovanjem vplivajo na razmere v okolju. Alge za rast porabljajo anorganski ogljik. V primeru, da poraba anorganskega ogljika preseže obnovo zalog preko atmosferske absorpcije in bakterijske oksidacije organskih snovi, pH naraste. Višji pH povzroča obarjanje fosforja v pristnosti spojin z vezanimi kovinskimi ioni (Powell in sod., 2008).

- Topnost

Na topnost ortofosfata vpliva pH in prisotnost Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} in Al^{3+} ionov (Bitton, 2005). Metabolna aktivnost mikroorganizmov pripomore k topnosti fosfornih spojin. Med

metabolizmom nastajajo organske in anorganske kisline, H_2S , CO_2 , kar znižuje pH in vpliva na sproščanje ortofosfata in produkcijo helatov (Bitton, 2005).

2.1.2.4 Fosfor v izpustu

Povprečna koncentracija fosforja v odpadnih vodah znaša 10–20 mg/L. Večina fosforja izvira iz detergentov. Najbolj pogoste oblike fosforja v odpadnih vodah so ortofosfat (50–70 %), polifosfat in fosfor, vezan v organskih snoveh. Ker je fosfor omejujoč dejavnik rasti in povzročitelj procesov eutrofikacije, se mora njegova koncentracija na iztoku iz čistilnih sistemov zmanjšati, da ne pride do obremenitve okolja (Bitton, 2005).

Že koncentracija 10 $\mu g/L$ celotnega fosforja lahko povzroči razrast alg v vodnem okolju, ki zmanjša bistrost vode. Z višanjem koncentracije celotnega fosforja v vodnem telesu se fitomasa povečuje skoraj linearno. Koncentracije, višje od 50 $\mu g/L$, lahko povzročijo pomanjkanje kisika na dnu zaradi razkroja akumulirane fitomase. Pomanjkanje kisika lahko vodi v pomor ribjih populacij in na splošno k redukciji številnih rastlinskih in živalskih vrst (Smil, 2002).

2.2 SESTAVA KOMUNALNE ODPADNE VODE

Komunalna odpadna voda je kombinacija človeških iztrebkov (feces in urin) in sive vode, ki nastane pri pranju, prhanju, kopanju in pri kuhinjskih opravilih. Človek izloči 100–500 g mokre teže fecesa in med 1 in 1,3 L urina na dan. Komunalno odpadno vodo sestavljajo večinoma proteini (40–60 %), ogljikovi hidrati (25–50 %), maščobe in olja (10 %), urea iz urina in veliko drugi snovi v sledih, kot so pesticidi, sufraktanti, fenoli in druga onesnažila (Bitton, 2005).

2.3 ZNAČILNOSTI KOMUNALNE ODPADNE VODE

Komunalna odpadna voda ima različne fizikalne, kemijske in biološke lastnosti, ki so odvisne od uporabe vode (mesta, vasi), vremena, infiltracije (dotoka) tujih vod ipd. (Roš in Zupančič, 2010). Komunalno odpadno vodo lahko delimo na podlagi njenih lastnosti na **črno**, **sivo**, **rumeno** in **rjavo vodo**. Črna voda je voda iz stranišča (feces in voda, porabljena za izplakovanje stranišča), siva voda je voda iz kopalnice, kuhinje ipd. (voda, porabljena za prhanje, umivanje rok, pranje oblačil ipd.) (Hranova, 2005). Rumena voda je zbrani urin (Otterpohl in sod., 2002) iz pisoarjev, stranišč, ki ločujejo urin in feces, rjava voda pa je mešanica črne in rumene (Gaulke, 2006).

2.4 SISTEMI ČIŠČENJA KOMUNALNE ODPADNE VODE

Cilj čiščenja odpadnih voda je odstranitev organskih in anorganskih snovi do takšne stopnje, da njihova koncentracija ne povzroča prekomernega obremenjevanja površinskih voda, pri čemer je potrebno odstraniti tudi potencialno strupene snovi (Madigan in Martinko, 2006).

Leta 2008 je bilo na kanalizacijsko omrežje in centralne čistilne naprave v Sloveniji priključenih le 53 % prebivalstva, ostala gospodinjstva so imela greznice (Vidic, 2011) ali v manjši meri individualne čistilne naprave (Griessler Bulc, 2008). Za Slovenijo je značilna razpršena poselitev in kar 44 % prebivalstva živi v naseljih, manjših od 1000 prebivalcev (Kako je država poseljena, 2008). Na podeželju se z uvajanjem rekreativnih, turističnih in počitniških dejavnosti večja poraba pitne vode in hkrati nastaja večja količina komunalne odpadne vode. Zato se pojavlja razlog za načrtovanje in izvedbo sistemov za oskrbo z vodo, ki hkrati odvajajo in čistijo odpadno vodo (Griessler Bulc, 2008).

2.4.1 Centralne in decentralne čistilne naprave

Centralni sistemi čiščenja odpadnih voda so lahko v okolju z nižjo populacijsko gostoto izredno dragi, saj se stroški izgradnje, delovanja in vzdrževanja razdelijo le med majhno skupino ljudi. Decentralni čistilni sistemi pogostokrat pridejo do izraza, kadar izgradnja kanalizacijskega omrežja nesorazmerno poveča stroške izgradnje čistilnega sistema. Pri decentralnem sistemu je odpadna voda zbrana, obdelana in ponovno uporabljena ali izpuščena na mestu nastanka ali blizu njega (Gajurel in sod., 2003). Najpomembnejše koristi takšnih sistemov v primerjavi s centralnimi so, da ni potrebno izgraditi kanalizacijskega omrežja (Gajurel in sod., 2003), da so pogosto cenejši za izgradnjo, enostavnejši za vzdrževanje in čistijo manjše količine odpadne vode (Bartlett, 2007). Z uporabo primerne tehnologije in prednostmi decentralnih sistemov lahko inovativni pristopi čiščenja komunalne odpadne vode postanejo izvedljivi in finančno dostopni (Bartlett, 2007).

V Sloveniji je v skladu z državnimi dokumenti (Operativni program odvajanja in čiščenja komunalne odpadne vode) predvideno, da bo do leta 2017 na kanalizacijsko omrežje priključenega več kot 1,5 milijona prebivalstva. Za ostalo prebivalstvo se bo z večanjem naselij in uvedbo novih tehnologij pojavila potreba po drugačnih pristopih čiščenja odpadnih voda, saj so obstoječi pristopi večinoma neustrezni (Macarol in Vrtovšek, 2006). Pri izbiri ustreznega načina čiščenja odpadnih voda je potrebno upoštevati merila, kot so učinkovitost in zanesljivost glede na tip odpadne vode, stroški izgradnje, stroški obratovanja in vzdrževanja ter vključitev izbrane rešitve v naravno krajino (Griessler Bulc, 2008).

Univerzalne rešitve za vse vrste in količine odpadne vode ni. Vedno bolj prihajajo v ospredje primerne metode čiščenja in ne samo tehnologije, ki predstavljajo »stanje tehnike« (Hausband in sod., 2000, cit. po Griessler Bulc, 2008).

2.4.1.1 Male komunalne čistilne naprave

Zaradi značilne razpršene poselitve Slovenije in heterogenosti okolja zahteva reševanje problematike komunalne odpadne vode celovit pristop. Manjše in srednje čistilne naprave lahko so pogosto bolj uporabne, saj pri manjših naseljih mnogokrat ni primerne infrastrukture za gradnjo velikih čistilnih naprav (elektrika, zmogljiv ustrezen recipient) (Macarol in Vrtovšek, 2006).

Po Uredbi o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz malih komunalnih čistilnih naprav (Ur. l. RS, št. 98/07) je mala komunalna čistilna naprava za čiščenje komunalne odpadne vode z zmogljivostjo čiščenja, manjšo od 2000 populacijskih ekvivalentov, v kateri se komunalna odpadna voda zaradi njenega čiščenja obdeluje z biološko razgradnjo (na načine: s prezračevanjem v naravnih ali prezračevanih lagunah v skladu s standardom SIST EN 12255-5; v bioloških reaktorjih s postopkom z aktivnim blatom v skladu s standardom SIST EN 12255-6; v bioloških reaktorjih s pritrjeno biomaso v skladu s standardom SIST EN 12255-7 in z naravnim prezračevanjem s pomočjo rastlin v rastlinski čistilni napravi z vertikalnim tokom).

Za malo komunalno čistilno napravo z zmogljivostjo čiščenja do 50 populacijskih ekvivalentov se šteje tudi naprava za čiščenje komunalne odpadne vode, ki je izdelana v skladu s standardi od SIST EN 12566-1 do SIST EN 12566-5 in iz katere se v skladu s temi standardi odvaja očiščena odpadna voda neposredno v površinsko vodo preko filtrirne naprave za predčiščeno komunalno odpadno vodo ali posredno v podzemno vodo preko sistema za infiltracijo v tla (Ur. l. RS, št. 98/07).

2.4.1.2 Rastlinske čistilne naprave

Rastlinske čistilne naprave (v nadaljevanju RČN) delujejo tako, da zmanjšajo količino onesnaževal v odpadni vodi, vključno z organskimi onesnaževali, suspendiranimi snovmi, dušikom, fosforjem, kovinami v sledovih in patogenimi organizmi (Vymazal in sod., 1998). Sistem RČN vključuje močvirske rastline, substrat in nanje vezane mikroorganizme (Griessler Bulc in Vrhovšek, 2007). V osnovi je princip delovanja takšen, da onesnažena voda priteka na RČN, se tam očisti in nato izteče. Osnovni procesi, ki se med tem dogajajo, so adsorpcija, mineralizacija ter aerobna in anaerobna razgradnja. Rastline s koreninami dajejo primerno podlago za bakterije in tako vgrajujejo mineralizirane snovi v rastlinska tkiva (Samec in Lobnik, 2009).

Procesi na RČN so zelo podobni procesom v močvirju in zato RČN poznamo tudi kot »grajena močvirja« (Urbanič in Toman, 2003). Čiščenje v RČN je bolj ali manj celovito in zaključeno kroženje snovi (Urbanič in Toman, 2003). Najpomembnejši procesi, ki se dogajajo na RČN, temeljijo na fizikalnih in mikrobnih procesih, vendar rastline premorejo lastnosti, ki so nenadomestljive pri čiščenju odpadnih voda (Vymazal in sod., 1998). Rastline v RČN utrjujejo površino sistema, omogočajo dobre pogoje za filtracijo, preprečujejo tvorbo erozijskih kanalov, zamašitve (predvsem pri sistemih z vertikalnim tokom), upočasnjujejo vodni tok, pozimi delujejo kot izolacija ter s svojo površino omogočajo naselitev mikroorganizmov in poskrbijo za lep videz narave in krajine (Griessler Bulc in Vrhovšek, 2007). Rastline močvirnatega okolja potrebujejo hranila za rast in razvoj in ta večinoma absorbirajo preko koreninskega sistema. Nekatere tudi prevzemajo hranila iz potopljenega stebela ali listov in ker so močvirske rastline zelo produktivne, lahko privzamejo precejšnje količine hranil (Brix, 1997). Večino rastlin v RČN predstavljajo makrofiti, ki delujejo kot »črpalka« za hranilne snovi iz substrata. Makrofiti tako prečrpajo 95–99 % vseh snovi iz medija in jih nato vgradijo v tkiva, kar pomeni, da lahko letno v tkiva vgradijo 30–150 kg P/ha oz. 200–2500 kg N/ha (Samec in Lobnik, 2009).

Razgradnja organskih snovi poteka aerobno in anaerobno, kisik, potreben za aerobno razgradnjo, prihaja iz zraka z difuzijo ali s preходом iz makrofitskih korenin v rizosfero. Pri vseh tipih RČN se večina suspendiranih snovi ustavi na začetku gred. Akumulacija snovi na začetku gred je lahko ena večjih groženj nemotenemu delovanju sistema. Z odstranitvijo rastlin iz RČN in njihovo dekompozicijo fosfor ponovno vstopi v kroženje. Uničenje patogenih organizmov v RČN zagotavlja kombinacija kemijskih, fizikalnih in bioloških dejavnikov (Vymazal in sod., 1998).

Emergentni makrofiti, ki uspevajo na RČN, imajo številne lastnosti, pomembne za čiščenje, in so zato nujna komponenta sistema (Vymazal in Kröpfelová, 2005). V substrat, ki je po navadi mešanica različnih vrst peska, se nasadijo različne vrste močvirskih rastlin; najpogostejši vrsti sta navadni trst (*Phragmites australis*) in rogoz (*Typha latifolia*) (Griessler Bulc, 2008).

Prednosti in slabosti RČN

V primerjavi z ostalimi sistemi za čiščenje odpadnih voda so RČN dokaj poceni in enostavni sistemi za vzdrževanje, zahtevajo zelo malo energije in učinkovito čistijo odpadne vode. Med prednosti RČN spadajo še lastnosti, kot je prečiščenje odpadne vode v skladu z okoljskim predpisi, njihova uporaba je možna tudi na manj dostopnih predelih, lahko pomagajo ščititi lokalne vodne vire in omogočajo habitat mnogim živalskim vrstam. RČN so lahko za neko okolje estetska pridobitev in ker štejejo za okolju prijazne sisteme, jih ljudje načeloma dobro sprejemajo. Med slabosti RČN spada dejstvo, da zahtevajo večje

površine kot konvencionalne čistilne naprave, za čiščenje odpadnih voda z visoko vsebnostjo onesnažil pa so potrebne še večje površine. Pri RČN gre za žive sisteme in zato lahko preteče daljše obdobje preden se vegetacija obraste in sistem doseže optimalno stopnjo obratovanja. Pogosti so problemi predimenzioniranja zaradi nepredvidljivih težav (Roš, 2010).

Vymazal (2011) navaja, da so po petih desetletjih raziskovanja in preučevanja danes RČN znane kot učinkoviti sistemi čiščenja za različne vrste odpadnih voda. RČN so sicer nekoliko bolj primerne za manjše količine odpadnih voda, vendar se vedno pogosteje uporabljajo tudi pri industrijski odpadni vodi. RČN so dobra alternativa konvencionalnim čistilnim sistemom in jih danes po vsem svetu lahko najdemo že več deset tisoč (Vymazal, 2011).

2.5 INOVATIVNI SISTEMI ČIŠČENJA KOMUNALNE ODPADNE VODE

Klasični čistilni sistemi čistijo mešanico straniščne vode (črna voda) in vode iz kuhinje in kopalnice (siva voda) v skupnem procesu (Griessler Bulc in Krivograd Klemenčič, 2009). Relativno nov pristop k čiščenju komunalnih odpadnih voda so decentralizirani sistemi, ki čistijo odpadno vodo na mestu nastanka (»on-site«) (Hranova, 2005).

2.5.1 Sistemi ločevanja in čiščenja komunalne odpadne vode

Nekateri inovativni decentralizirani sistemi čiščenja odpadne vode so zasnovani tako, da odpadno vodo, na podlagi njenih lastnosti, ločujejo in ločeno čistijo posamezne vrste odpadne vode (Hranova, 2005). Za ponovno rabo odpadne vode, ekonomično porabo vode ter porabo uporabnih snovi v odpadni vodi je ključnega pomena ločena obravnava posameznih frakcij (Otterpohl in sod., 2002). Raziskave so usmerjene v razvoj posameznih tehničnih komponent sistemov, ki vključujejo module za ločeno obravnavo črne in sive vode, ter rastlinske čistilne naprave, ki imajo visok evapotranspiracijski potencial (Griessler Bulc in Krivograd Klemenčič, 2009).

Leta 1997 je bila za čiščenje odpadne vode v študentskem domu Kaja Norveške univerze bioloških ved (Norwegian University of Life Sciences, UMB) izgrajena prva generacija sanitarnih čistilnih sistemov, ki temeljijo na ločeni obravnavi črne in sive vode (Jenssen in sod., 2009). Koncept je temeljil na uporabi modernih in zanesljivih vakuumskih stranišč, na kompostiranju tekoče faze straniščnih odpadkov za proizvodnjo visoko kakovostnega gnojila, na preprostem sistemu filtracije sive vode, na patentiranem stroju za distribucijo gnojila ter na zelo komfortnih napravah za varčevanje z vodo pri prhanju (Jenssen, 2005).

2.5.1.1 Črna voda

S konvencionalnimi stranišči z izplakovanjem (stranišča za eno izplakovanje porabijo 11–19 L pitne vode (EPA, 2012)) je z malo količino fekalij onesnažena velika količina vode. Napredna stranišča, ki ločujejo feces in urin, so zaradi manjše porabe vode in s tem povezanih nižjih stroškov čedalje bolj priljubljena (Otterpohl in sod., 2002). Ravno tako sodobna vakuumska stranišča veliko pripomorejo k zmanjšani porabi vode, saj zmanjšajo količino vode, porabljene za izplakovanje stranišča, na približno 1 liter (Jenssen, 2005). Zaradi manjše količine porabljene vode za izplakovanje stranišč je odpadna voda koncentrirana, kar omogoča nove možnosti čiščenja (Otterpohl in sod., 2002).

Glavni izziv čiščenja koncentrirane črne vode je razvoj primernih tehnologij. Za to obstaja več pristopov in eden izmed njih so kompostni filtrirni sistemi oz. t. i. Rottebehälter. Ti sistemi učinkovito zadržijo trdno fazo črne vode, so primerni za kompostiranje in končne proizvode, ki so lahko ponovno uporabljeni npr. za gnojenje kmetijskih površin. Uporaba je tudi finančno ugodna. Druga izmed možnosti so anaerobni čistilni sistemi, ki omogočajo proizvodnjo bioenergije in so uporabni predvsem pri večjih količinah črne vode (Jenssen in Todt, 2011). Ena izmed možnosti je tudi uporaba membranskih bioreaktorjev, ki pa so lahko zelo zahtevni za vzdrževanje in precej dragi, ko gre za decentralizirane sisteme čiščenja odpadnih voda (Masi in sod. 2010).

2.5.1.2 Siva voda

Siva voda nastane pri pranju, umivanju in v kuhinji (Bitton, 2005) ter vsebuje razmeroma majhno količino hranil in patogenov (Jenssen in sod., 2003). Sestava sive vode se razlikuje glede na gospodinjstvo: glede na število oseb v gospodinjstvu, na njihovo starost, življenjski stil in navade. Poleg patogenih mikroorganizmov lahko siva voda vsebuje tudi nepatogene bakterije, praživali, viruse in parazite v koncentracijah, ki lahko povzročijo tveganje za zdravje ljudi. Pri obravnavi takšne vode je zatorej potrebna previdnost. Siva voda vsebuje tudi olja, maščobe, detergente, mila, soli, delce las in hrane, kar lahko vpliva na delovanje čistilnega sistema (Code of practice ..., 2010).

Čeprav siva voda vsebuje manj onesnažil kot komunalna odpadna voda, lahko kljub temu vsebuje visoke koncentracije KPK in fekalnih bakterij. Zaradi razlik med gospodinjstvi in potencialne ogroženosti zdravja ljudi je nujen celovit pristop k čiščenju (Pangarkar in sod., 2010). Zadrževanje sive vode, predvsem v območjih toplejše klime, lahko povzroči razrast mikroorganizmov, izgleda neestetsko (Friedler in sod., 2005) in oddaja neprijetne vonjave (Ridderstolpe, 2004). Najboljša rešitev za čiščenje sive vode je učinkovito čiščenje, direktno na mestu nastanka, in takojšnja ponovna uporaba (Friedler in sod., 2005).

Očiščeno sivo vodo lahko ponovno uporabimo npr. za izplakovanje stranišč, pranje avtomobilov, namakalne sisteme, zalivanje vrtov ipd. S ponovno uporabo prečiščene vode lahko tudi občutno zmanjšamo porabo pitne vode, kar je še posebej pomembno v okolju, kjer pitne vode ni na pretek (Friedler in sod., 2005). RČN so se že večkrat izkazale kot učinkovit in cenovno ugoden sistem čiščenja odpadne vode in so v Avstraliji, Novi Zelandiji in ZDA eden najbolj popularnih sistemov čiščenja sive vode (Paulo in sod., 2007). V Sloveniji je trenutno le 71 RČN, od tega jih je večina za individualne hiše in naselja (Limnos, 2011). RČN se pogosto uporabljajo kot del decentraliziranih sistemov čiščenja odpadne vode, uporabne so za čiščenje različnih tipov odpadne vode in imajo tudi zelo pomembno vlogo pri ekoloških sanitarnih pristopih (Hoffmann in Winker, 2011). Še posebej pridejo do izraza v primeru, ko vegetacija iz RČN lahko služi kot proizvod za nadaljnjo uporabo (Ridderstolpe, 2004).

Jenssen in sod. (2003) zagovarjajo stališče, da so na Norveškem zelo učinkoviti čistilni sistemi za čiščenje sive vode s predčiščenjem z biofiltracijo in nadaljnjim čiščenjem z RČN. Učinkovitost čiščenja dosega evropske standarde za plavalno vodo in količina dušika na iztoku ustreza WHO standardom za pitno vodo. Zaradi visoke kvalitete vode na izpustu jo je mogoče izpustiti v vodotoke in druga vodna telesa ter tako zmanjšati potrebo po sekundarnem sistemu zbiranja odpadne vode. Takšna obravnava in visoka kvaliteta vode na izpustu poenostavi nadaljnjo obravnavo vode in je tudi primerna za ponovno uporabo v gospodinjstvu. Ponovna uporaba sive vode tako lahko zmanjša porabo vode za več kot 50 % (Jenssen in sod., 2003).

2.5.2 Metode ločevanja in čiščenja črne vode

Z ločitvijo koncentrirane črne vode na tekočo in trdno frakcijo lahko očistimo posamezni frakciji ločeno. Primer sistema, ki ločuje črno vodo na tekočo in trdno frakcijo, je že prej omenjeni Rottebehälter, ki se vedno pogosteje uporablja za čiščenje odpadne vode v Avstriji, Nemčiji in Švici (Gajurel in sod., 2003). Rottebehälter sestavljata filtrirni vreči z organskim filtrirnim medijem, ki se alternirajoče (na 6–12 mesecev) polnita. Trdna frakcija se zadrži v filtrirni vreči, ki se v naslednjem koraku kompostira. Tekoča frakcija črne vode je lahko speljana na RČN, kar je v zgoraj omenjenih državah tudi najpogostejša praksa. Rottebehälter sistem s tekočo frakcijo, speljano na RČN, je tudi vedno bolj pogost sistem čiščenja odpadne vode v Evropi (Gajurel in sod., 2003).

2.5.2.1 Uporaba šote za filtrirni medij

Pri sistemih čiščenja odpadne vode na mestu nastanka je najpogostejši pristop filtracija. Med prehodom čez filtrirni medij so delci fizično zadržani in odpadna voda je izpostavljena mikrobni združbi, ki poseljuje filter (Headley, 2006).

Šota je delno fosiliziran rastlinski material, ki nastane v močvirjih s slabo prezračenimi tlemi, kjer je hitrost akumulacije rastlinskega materiala hitrejša kot njegov razkroj (Viraraghavan in Kikkeri, 1988). Šota se uporablja kot gorivo za pridobivanje energije in za dodajanje k tlom v hortikulturi. Zaradi sposobnosti zadrževanja hranil in vode se danes uporablja predvsem na vrtovih in cvetličnih gredah (Jiang in sod., 2008). Šota je polaren in zelo porozen medij, je cenovno ugodna in enostavna za uporabo. Zaradi prisotnosti huminskih kislin ima šota dobre ionsko-izmenjevalne sposobnosti (Viraraghavan in Kikkeri, 1988).

Lastnosti šote odražajo njeno potencialno uporabnost pri čiščenju odpadne vode (Viraraghavan in Kikkeri, 1988). Mnoge študije so pokazale, da mešanica šote in drugih materialov učinkoviteje čisti odpadno vodo kot samo šota (Jiang in sod. 2008). Lens in sod. (1994) so uporabili laboratorijske kolone za ugotovitev sposobnosti čiščenja komunalne odpadne vode s filtracijo preko šote (*Sphagnum* spp.) ter lubja in sekancev (*Pinus* spp.). Lubje in šota sta se izkazala za uporabna materiala, medtem ko so se zaradi slabega zmanjšanja KPK_{tot} sekanci izkazali za manj uporabne.

2.5.2.2 Biofiltracija

Filtracija je en izmed najpomembnejših procesov čiščenja odpadne vode (Chaudhary in sod., 2003). Biofilter lahko opredelimo kot katerikoli filter s pritrjeno biomaso. Biofiltri se uspešno uporabljajo pri čiščenju zraka, vode in odpadne vode. V preteklosti so se pogosto uporabljali filtrirni mediji, kot so žindra, pesek ali prod. Danes se uporablja veliko različnih medijev, med drugim tudi plastični. Zaradi široke uporabnosti biofiltrnov je bilo o njih izvedenih že veliko študij (Chaudhary in sod., 2003). Med prehodom čez filtrirni material na odpadno vodo delujejo fizični (filtracija, adsorpcija) in biološki (mikrobni razkroj) procesi (Lens in sod., 1994).

Učinkovitost delovanja se razlikuje glede na različna onesnažila. V biofiltrih se onesnažila odstranjujejo s pomočjo biološke razgradnje in ne zaradi fizikalnih procesov. Na površini filtrirnega medija se sčasoma razvije t. i. biofilm. Razvoj biofilma lahko traja od nekaj dni do nekaj mesecev. Učinkovito delovanje biofiltra, ki je večinoma odvisno od mikrobne aktivnosti, zagotavlja stalni dotok snovi (organska snov in hranila) (Chaudhary in sod., 2003). Ocena primerne filtrirnega materiala in kvaliteta vode sta pomembni za izbor primerne materiala. Mediji, ki imajo ustrezne značilnosti so zeolit, ekspandirana glina, skrilavci, delci pnevmatik, šota, kokosova vlakna ter vlakna sintetičnih materialov (Smith, 2009).

Uporaba ekspandirane gline za filtrirni medij

Ekspandirana glina je rjav, lahek, tovarniško proizveden material iz naravne gline. Naravno glino izkopljejo in jo nato v rotacijski peči zažgejo na temperaturi 1150 °C. Vlaga, ujeta v glini, se upari, kar ustvari številne zračne mehurčke, ki postanejo ujeti v trdni lupini. Ta postopek naredi ekspandirano glino zelo lahko in porozno (Expanded clay, 2012).

Melin in Ødegaard (1999) navajata, da se je ekspandirana glina (Filtralit) izkazala za učinkovit medij za biofilter. Preučevala sta učinek čiščenja komunalne odpadne vode z vsebnostjo huminskih kislin na dveh biofiltrih z ekspandirano glino. Učinkovitost čiščenja je za TOC dosegla 18–37 % in za KPK 30–48 % (Melin in Ødegaard, 1999).

2.5.2.3 Kompostiranje črne vode

Glavni namen kompostiranja je proizvodnja stabilne organske snovi. Proces zajema zmanjšanje vonja, vlage ter uničenje patogenov in parazitov. Proces kompostiranja v glavnem zajema razkroj organske snovi z mikroorganizmi v aerobnih, vlažnih in toplih pogojih (Bitton, 2005). Rezultat kompostiranja je kompost, ki je biološko stabilen, higieniziran, humusu podoben material, brez motečih vonjav, bogat z organsko snovjo in izpolnjuje zahteve za uvrstitev v 1. ali 2. razred okoljske kakovosti, ki je določena v Uredbi o obdelavi biološko razgradljivih odpadkov (Ur. l. RS, št. 62/08). Kompost se glede na vsebnost nevarnih snovi razvršča v kompost za neomejeno uporabo ali kompost 1. razreda, kompost za omejeno uporabo ali kompost 2. razreda in kompost za neketijsko uporabo (Ur. l. RS, št. 84/05).

Kompostno maso lahko obravnavamo kot mikrobní ekosistem. Na aktivnost mikroorganizmov med procesom vpliva več fizikalnih in kemijskih parametrov, kot so pH, temperatura, vlažnost, prezračenost, količina ogljika in dušika ter tip kompostiranega materiala in uporabljen kompostni sistem. Mikrobní razrast je relativno hitra, saj lahko, pri primernih pogojih, že v samo nekaj dneh dosežemo temperaturo 55 °C. Ta termofilna faza traja do pomanjkanja dostopnih snovi, kar nato pripelje k zmanjšani proizvodnji toplote. Z vidika varovanja zdravja obstajata dva pomisleka glede uporabe kompostnega materiala, in sicer vpliv patogenih mikroorganizmov v kompostnem materialu in vpliv sekundarnih patogenov (glive, aktinomicete) na zdravje delavcev s kompostom (Bitton, 2005).

Temperatura je ključnega pomena za preživetje patogenov med procesom kompostiranja. Zaradi heterogenosti kompostirnega materiala je težko doseči in ohranjati enotno temperaturo v kompostni biomasi. To je lahko glavni vzrok nepopolne inhibicije patogenov (Bitton, 2005). Po Uredbi o obdelavi biološko razgradljivih odpadkov (Ur. l. RS, št. 62/08) mora kompostiranje biološko razgradljivih odpadkov zaradi higienizacije potekati tako, da je v obdobju nekaj tednov zagotovljena visoka stopnja biotske aktivnosti pri temperaturi v termofilnem območju in primernih razmerah glede vodnih, zračnih

lastnosti ter vsebnosti hranil in njihovega medsebojnega razmerja. V primeru, da je delovna temperatura kompostiranja manjša od določene po tej uredbi ali da je bil čas krajši, je potrebno dodatno zagotoviti toplotno obdelavo.

2.5.3 Ponovna raba očiščene komunalne odpadne vode

Prenos hranil iz terestričnih ekosistemov v vodne ekosisteme povzroča eutrofikacijo v vodnih telesih, hkrati pa prihaja do pomanjkanja hranil na obdelovalnih površinah. V mnogih razvitih državah zaradi različnih čistilnih naprav vnos hranil v vodna telesa več ni problematičen, se pa težave v zvezi z eutrofikacijo pojavljajo predvsem v državah v razvoju, kjer je tehnologija čistilnih naprav velikokrat predraga (Gajurel in sod., 2002).

Le majhen delež hranil iz odpadne vode iz konvencionalnih čistilnih naprav je vrnjen na obdelovalne površine. Za ponovno uporabo hranil iz odpadne vode je ključnega pomena ločitev odpadne vode glede na lastnosti. Rumena voda (urin) vsebuje veliko hranil, siva voda, kljub veliki količini v primerjavi z rumeno, pa vsebuje le majhno količino hranil. Fekalije, ki imajo volumensko najmanjši delež, vsebujejo veliko količino organskih snovi, hranil in patogenih organizmov (Gajurel in sod., 2002). Ločena obdelava sive in črne vode ter ponovna uporaba očiščene sive vode za izplakovanje stranišč lahko porabo pitne vode občutno zmanjšata. Zbrani urin lahko služi kot gnojilo za izboljšanje rodovitnosti (Otterpohl in sod., 2002).

Ponovna raba prečiščene odpadne vode pripomore k obnavljanju naravnih vodnih virov. Prečiščena odpadna voda se najpogosteje uporablja za namakanje kmetijskih površin. Uporaba slabe ali le delno prečiščene komunalne odpadne vode pa v mnogih državah povzroča težave z okužbami prebivalstva (Čarman, 2007). Svetovna zdravstvena organizacija (WHO) opozarja, da bi vsaka država morala vzpostaviti nacionalni kriterij in postopke, ki bi ustrezali epidemiološkim, socialnim in ekonomskim potrebam, kar bi zagotovilo optimalno kombinacijo zmanjševanja tveganja pri ponovni rabi odpadne komunalne vode v kmetijstvu (WHO, 2006a).

Ponovna raba odpadne vode na obdelovalnih površinah deluje kot gnojilo in zmanjša vpliv na vodna telesa. Čeprav hranila lahko preidejo v podtalnico ali so izprana zaradi obilnega dežja, je takšen vpliv na okolje še vedno manjši kot pri neposrednem izpustu v vodna telesa (WHO, 2006a).

Sodobni sanitarni sistemi imajo za razliko od konvencionalnih drugačen pristop pri obravnavi odpadne vode. Ti sistemi ponovno uporabijo feces in urin za izboljšanje rodovitnosti tal. Tak način obravnave odpadne vode pripomore k zmanjšanju onesnaževanja in vpliva na okolje in tudi pripomore pri proizvodnji hrane (Forster, 2009). Razmerje elementov dušika, fosforja in kalija v komunalni odpadni vodi in organskih

gospodinjskih odpadkih je zelo blizu optimalnemu razmerju za rast rastlin. Zatorej je tak odpad skoraj idealno gnojilo (Jenssen, 2005).

2.5.3.1 Slovenska zakonodaja o uporabi blata iz čistilnih naprav v kmetijstvu

Blato iz komunalnih čistilnih naprav, malih komunalnih čistilnih naprav ali skupnih čistilnih naprav se sme uporabljati v kmetijstvu kot gnojilo samo v skladu z Uredbo o uporabi blata iz komunalnih čistilnih naprav v kmetijstvu (Ur. l. RS, št. 62/08). V skladu s to uredbo so pogoji za uporabo blata v kmetijstvu zagotovitev njegove obdelave, ki je aerobna ali anaerobna in v skladu s predpisom, ki ureja obdelavo biološko razgradljivih odpadkov, če zagotavlja, da obdelano blato izpolnjuje zahteve za 1. ali 2. razred okoljske kakovosti komposta ali pregnitega blata (kakovost komposta in pregnitega blata se vrednoti na podlagi meritev parametrov, izvedenih v okviru monitoringa kakovosti komposta in pregnitega blata (priloga A)) iz tega predpisa. Uporaba blata iz greznic, nepretočnih greznic in malih komunalnih čistilnih naprav z zmogljivostjo do 50 PE za gnojilo v kmetijstvu ni dovoljena, z izjemo, kadar je blato oddano izvajalcu občinske gospodarske javne službe varstva okolja in je v skladu s predpisom, ki ureja obdelavo biološko razgradljivih odpadkov, in z izjemo, da nastaja na kmetijskem gospodarstvu, je zmešano skupaj s komunalno odpadno vodo, z gnojevko oziroma gnojnico ter skladiščeno najmanj šest mesecev pred uporabo za gnojilo v kmetijstvu (Ur. l. RS, št. 62/08).

2.5.3.2 Tveganje okužbe s patogeni in paraziti pri uporabi komunalne odpadne vode v kmetijstvu

Uporaba komunalne odpadne vode v kmetijstvu prinaša številne pozitivne posledice, kot je ponovna uporaba odpadne vode za namakanje in gnojenje poljščin. Ponovna uporaba sive vode je lahko pomemben vir vode na območjih s pomanjkanjem vodnih virov. Nepravilna obravnava komunalne odpadne vode pa lahko vodi do negativnih posledic prenosa nalezljivih bolezni (WHO, 2006b).

Siva in črna voda sta lahko pomemben vir hranilnih snovi za gnojenje poljščin in tako pripomoreta k večjemu hektarskemu donosu, vendar lahko pri neučinkovitem čiščenju in slabi obravnavi povzročata okužbe s paraziti. Izpostavljenost neprečiščenim odpadnim vodam vedno predstavlja tveganje okužbe. Komunalna odpadna voda vsebuje veliko različnih patogenov, katerih količina se med posameznimi populacijami razlikuje (WHO, 2006b).

Patogeni organizmi v urinu predstavljajo nekoliko manjše tveganje za zdravje, vendar vsaka okužba pitne vode s fekalno vodo pomeni tveganje za zdravje. Urin zdravega posameznika v mehurju velja za sterilnega. Do kontaminacije pride šele na poti izločanja. Sveže izločen urin načeloma vsebuje < 10000 bakterij na mL. Največje tveganje za zdravje

predstavlja uporaba fecesa in ne urina. Čeprav urin vsebuje nekatere bakterije, je največji problem pri ločevanju frakcij navzkrižna kontaminacija (WHO, 2006b).

Zanimanje za ponovno uporabo sive vode se je povečalo nekaj let nazaj, še posebej v aridnih območjih, zaradi manjših količin razpoložljive vode. Fekalno onesnaženje sive vode je omejeno na dejavnosti, kot so pranje onesnaženega perila (plenice), nega otrok, prhanje itd. Fekalno onesnaženje se meri z indikatorskimi organizmi, kot so koliformne bakterije in enterokoki (WHO, 2006b).

Tri skupine pogosto najdenih patogenih mikroorganizmov v odpadni vodi in na iztoku iz čistilnih naprav (Leclerc in sod., 2002; Bitton, 2005):

- **Bakterijski patogeni:** npr. *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli* spadajo med enterobakterije in njihova obstojnost v vodnem okolju je odvisna od številnih dejavnikov, še najbolj od temperature in prisotnosti hranil. Druge bakterije (*Legionella*, *Mycobacterium avium*, *Aeromonas*) so avtohtone vodne bakterije, ki lahko preživijo in se razmnožujejo v tekoči vodi. Fekalije vsebujejo do 10^{12} bakterij na gram mokre teže (Bitton, 2005).
- **Virusi:** prisotni v odpadni vodi, vendar se ne morejo razmnoževati zunaj gostiteljske celice. Njihova infekcijska doza je načeloma nižja kot pri patogenih bakterijah (Bitton, 2005).
- **Protozojski paraziti:** v vodno okolje so spuščeni kot ciste ali oociste, ki so dokaj neobčutljive na stres iz okolja in dezinfekcijo. Podobno kot virusi se ne razmnožujejo izven gostitelja (Bitton, 2005).

3 MATERIALI IN METODE

3.1 SANBOX PROTOTIPNI SISTEM

Sanbox je prototipni sanitarni sistem čiščenja odpadnih voda za oddaljene turistične objekte na zaščiteneh in ranljivih območjih. Prototip Sanbox ima vgrajena vakuumška stranišča za manjšo porabo vode. Osnovni princip sistema Sanbox je ponovna uporaba hranil iz odpadne vode in majhna poraba vode ter ponovna uporaba sive vode za splakovanje stranišč. Cilji projekta Sanbox so bili doseči visoko stopnjo čiščenja odpadne vode, ponovna uporaba prečiščene vode in hranil ter uporaba sončne energije za delovanje sistema. Vizija projekta je bila doseči samovzdrževalni sistem, ki deluje po principu »brez odpadka«.

3.2 LOKACIJA

Izbrana lokacija za prototip Sanbox je bila na Jadranski obali, v Krajinskem parku Sečoveljske soline (v nadaljevanju KPSS) v Sečovljah, v Sloveniji (slika 1). KPSS obsega približno 750 ha in je na skrajnem jugozahodnem delu Slovenije, tik ob meji s Hrvaško, v občini Piran. Pridelava soli še poteka v severnem delu parka, ki se imenuje Lera in se od južnega dela, imenovanega Fontanigge, loči s strugo potoka Drnica (Krajinski park ..., 2011).



Slika 1: Območje Krajinskega parka Sečoveljske soline, Sečovlje, Slovenija (vir: <http://www.kpss.si/si/o-parku/obmocja>)

Na izbrani lokaciji je zaradi dolgoletne solinarske dejavnosti nastal značilni solinski ekosistem s številnimi redkimi rastlinskimi in živalskimi vrstami. Projekt Sanbox tudi

sovpada z načeli delovanja podjetja Soline, ki skrbi za trajnostni razvoj tega območja in varuje vrednote naravne in kulturne dediščine.

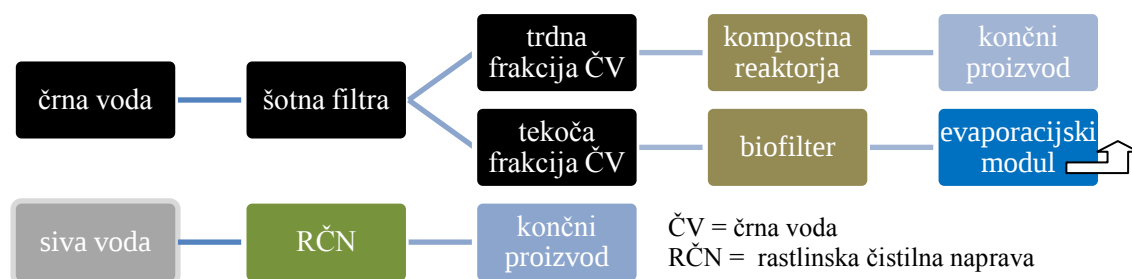
Sanitarije Sanbox so bile zgrajene v arhitekturnem stilu KPSS, na vhodu v krajinski park (Slika 2). Zaradi obstoječih sanitarij za invalidne osebe znotraj parka sanitarije Sanbox prototipa niso bile prilagojene za uporabo s strani invalidnih oseb.



Slika 2: Sanbox prototip na vhodu v Krajinski park Sečoveljske soline (foto: Tjaša Cenčič)

3.3 TEHNIČNI OPIS SANBOX PROTOTIPA

Princip delovanja sistema Sanbox temelji na ločevanju črne in sive vode. V našem primeru se je črna voda v nadaljevanju ločila na tekočo in trdno frakcijo. Tekoča frakcija črne vode je po čiščenju v biofiltru vstopila v evaporacijski modul, kjer se je nato uparila. Trdna frakcija črne vode se je kompostirala, s čimer smo želeli doseči stabilen kompost, ki bi lahko služil za morebitno nadaljnjo uporabo v kmetijstvu. Siva voda se je čistila s pomočjo RČN. Očiščena siva voda bi se lahko uporabila za izpiranje stranišč, s čimer bi se zmanjšala poraba pitne vode. K zmanjšani porabi pitne vode je pripomogla tudi uporaba vakuumskih stranišč, ki porabljajo le 0,8 L vode namesto 10 L, kar je običajno za klasična stranišča. Shematski prikaz ločevanja in čiščenja odpadne vode v prototipu Sanbox prikazujeta sliki 3 in 4.

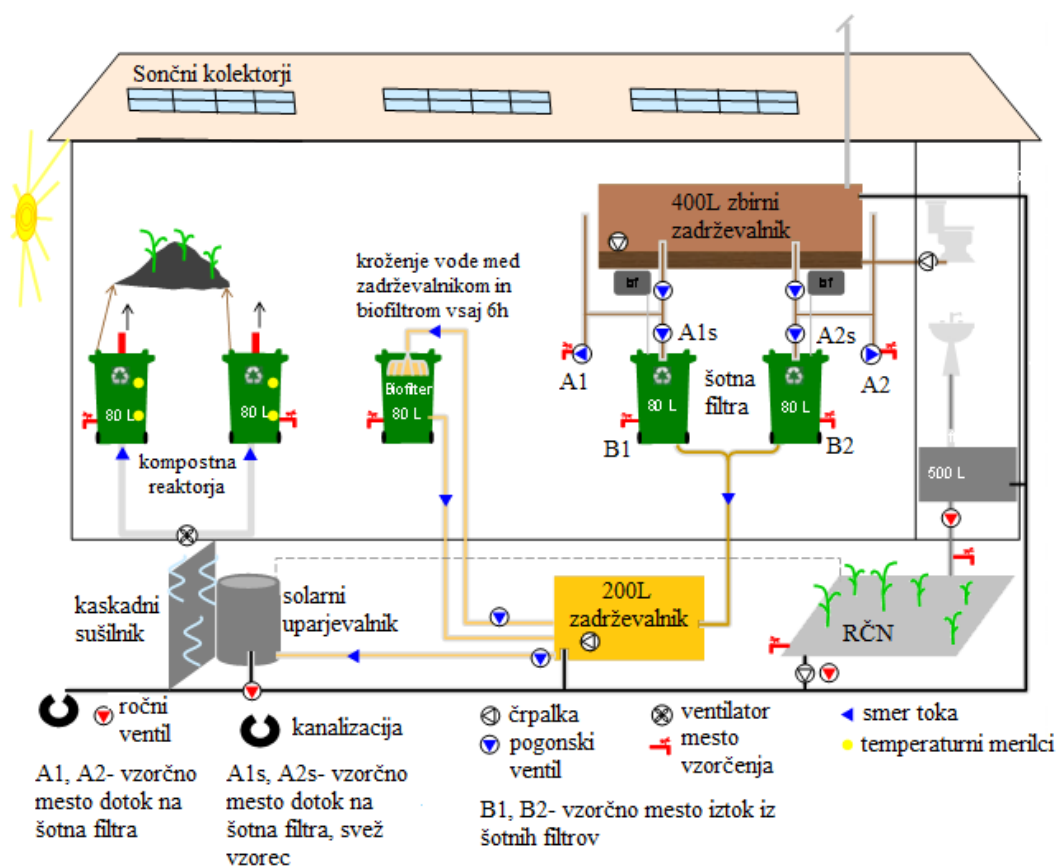


Slika 3: Shema ločevanja in čiščenja odpadne vode v Sanbox prototipu

Sanitarije Sanbox prototipa so obsegale dve vakuumski stranišči (JetsTM) in dva pisoarja, ki sta delovala brez porabe vode. Urin, zbran iz pisoarjev (rumena voda), se je mešal s črno vodo.

Sanbox sistem so sestavljali štirje med seboj povezani moduli:

- modul za črno vodo,
- kompostni modul,
- evaporacijski modul,
- modul za sivo vodo.



Slika 4: Shema Sanbox prototipa v Krajinskem parku Sečoveljske Soline (vir: Griessler Bulc in sod., 2011)

3.3.1 Modul za črno vodo

Modul za črno vodo je bil namenjen čiščenju črne vode (črna voda in rumena voda). Črna voda je bila preko vakuumске črpalke s funkcijo mletja speljana v 400 L zadrževalnik, opremljen s črpalko za mešanje. Preliv iz zadrževalnika je bil speljan v kanalizacijsko omrežje. Iz zadrževalnika je črna voda s pomočjo elektromotornih ventilov, ki so posnemali izplakovanje stranišč (slika 5), v rednih časovnih intervalih tekla v dva

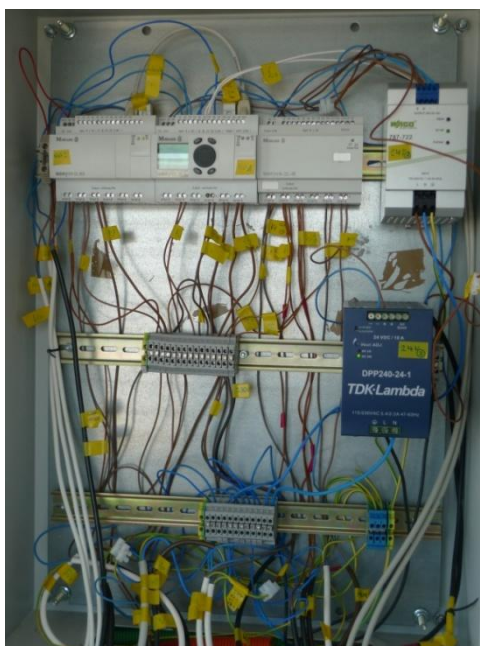
vzporedna šotna filtra z namenom ločevanja črne vode na tekočo in trdno frakcijo. Tekoča frakcija črne vode se je nadalje čistila s pomočjo biofiltra z ekspanzirano glino. Po čiščenju v biofiltru je voda izparela v evaporacijskem modulu, ki je bil sestavljen iz solarnega uparjevalnika (uparilnika) in kaskadnega sušilnika. Kaskadni sušilnik je bil namenjen dodatnemu izparevanju v primeru, da v solarnem uparjevalniku voda ne bi izparela v celoti.

Po zamašitvi šotnega filtra (po 11 dneh delovanja) smo trdo frakcijo črne vode prenesli v kompostni modul, postavljen v objektu Sanbox. Zamašitev šotnih filtrov je bila predvidena po 10 dneh delovanja, na podlagi pilotnega poskusa, izvedenega na Fakulteti za gradbeništvo (UL FGG, Inštitut za zdravstveno hidrotehniko). Cilj kompostiranja je bilo uničenje patogenih organizmov in pridobitev stabilnega komposta, primerne za morebitno nadaljnjo uporabo v kmetijstvu. Zamašena šotna filtra smo zamenjali z novimi šotnimi filtri, ki so bili zaradi rednega tedenskega mešanja zamenjani šele po treh mesecih.

Delovanje celotnega sistema je vodil programabilni logični krmilnik (Programmable Logic Controller – PLC, v nadaljevanju PLC) proizvajalca Moeller, sestavljen iz treh enot: Moeller Easy 820-DC-RC, Moeller Easy 618-DC-RE in Moeller 819 DC-RCX (slika 6).



Slika 5: 400 L zadrževalnik črne vode in elektromotorni ventili, ki so posnemali izplakovanje stranišč (foto: Tjaša Cenčič)



Slika 6: Programabilni logični krmilnik (foto: Tjaša Cenčič)

3.3.1.1 Ločevanje trdne in tekoče frakcije črne vode

Črno vodo smo ločevali na tekočo in trdno frakcijo s pomočjo dveh vzporedno vezanih šotnih filtrov, vsak je imel površino 0,2 m². Šotna filtra sta bila vgrajena v dva zabojnika za odpadke (prostornina 80 L, notranje dimenzije 35 cm x 34 cm na vrhu ter 32 cm x 32 cm na dnu) (slika7).

Posamezen filtrirni zaboj je vseboval 15 cm šote (Lithuanian peat; pH 5,5–6,5; Klasmann-Deilmann GmbH), nameščene v sintetični vreči za dehidracijo mulja. Vreča s šoto je bila s pomočjo lesenega nosilca odmaknjena od dna zabojnika, za lažje izcejanje odpadne vode.



Slika 7: Šotna filtra v zelenih zabojnikih za odpadke (na levi), biofilter v zelenem zabojniku za odpadke (na desni) (foto: Tjaša Cenčič)

Šotna filtra smo enkrat tedensko dobro premešali (slika 8), saj se je zaradi toaletnega papirja na površini filtrov občasno tvorila hidravlično slabo prepustna plast. S tem smo preprečili prehitro mašenje filtrov in omogočili boljše delovanje šotnih filtrov.



Slika 8: Prikaz mešanja šotnih filtrov (foto: Renato Babič)

3.3.1.2 Biofilter z ekspandirano glino

Po ločitvi trdne in tekoče frakcije v šotnem filtru je tekoča frakcija črne vode stekla v 200 L zadrževalnik in nato na biofilter (zabojnik za odpadke, prostornina 80 L). Biofilter je bil napolnjen s 70 L ekspandirane gline (delci velikosti med 4–8 mm in 8–16 mm; Germany Melk, Opalinuston) (Slika 9). Črna voda je med biofiltrom in 200 L zadrževalnikom s pomočjo črpalke krožila vsaj 6 ur na dan, z namenom povečevanja učinkovitosti čiščenja.



Slika 9: Razpršilna šoba in biofilter z ekspandirano glino (foto: Tjaša Cenčič)

3.3.2 Evaporacijski modul

Evaporacijski modul so sestavljali:

- uparjevalnik, nameščen v jašku pred Sanbox prototipom (slika 10),
- kaskadni sušilnik (slika 11),
- 5 vakuumskih solarnih kolektorjev.

Črna voda je po kroženju v biofiltru vstopila v uparjevalnik (dvoplaščni 140 L zbiralnik iz nerjavečega jekla (V4A oz. 1.4401 X5CrNiMo17-12-2; TZZ Bremerhaven), kjer se je segrela na temperaturo 60 °C za vsaj pol ure. Energijo, potrebno za segretje črne vode, so zagotovili vakuumski solarni kolektorji, nameščeni na strehi Sanbox prototipa. Črno vodo smo segrevali z namenom uničenja patogenih organizmov in uparjanja vode. Preostanek neuparjene vode so nato črpalke prečrpale v kaskadni sušilnik, kjer je potekalo še dodatno uparjanje.



Slika 10: Uparjevalnik (foto: Tjaša Cenčič)



Slika 11: Jašek pred Sanbox prototipom z izvodilom kaskadnega sušilnika (foto: Tjaša Cenčič)

Solarni kolektorji na strehi objekta prototipa so bili vakuumski cevni sončni kolektorji. Za razliko od navadnih ploščatih kolektorjev so pri vakuumskih kolektorjih izgube temperature veliko manjše, saj je vakuum odličen toplotni izolator.

3.3.3 Kompostni modul

Po enajstih dneh delovanja Sanbox prototipa sta bila šotna filtra, skupaj z zadržano trdno frakcijo črne vode, predstavljena na mesto za kompostiranje – kompostni modul. Kompostiranje je potekalo od 15. 3. 2011 do 27. 5. 2011 v kompostnih reaktorjih (slika 12), (zabojnika za odpadke, prostornina 80 L, notranje dimenzije 35 cm x 34 cm na vrhu ter 32 cm x 32 cm na dnu), brez dodatne izolacije in mešanja. Kompostna reaktorja sta bila zaprta s pokrovom iz pleksi stekla. Namen kompostiranja je bilo ugotoviti, ali bomo dobili higieniziran kompost, primeren za uporabo v kmetijstvu.



Slika 12: Kompostna reaktorja (foto: Tjaša Cenčič)

3.3.4 Modul za sivo vodo

Siva voda iz umivalnikov je bila speljana v 500 L zbiralnik za sivo vodo, ki se je nahajal v jašku pred Sanbox prototipom. Iz zbiralnika je bila voda speljana na hibridno RČN s površino 20 m² in hidravlično obremenitvijo 0,5 cm d⁻¹. RČN je bila napolnjena s peskom frakcij 2–4 mm in 8–16 mm iz bližnjega kamnoloma. RČN je bila oblikovana tako, da bi se z manjšimi tehničnimi modifikacijami prečiščena voda lahko ponovno uporabila za izplakovanje stranišč. Upoštevana je bila tudi izguba vode preko evapotranspiracije.

Dne 20. 4. 2011 smo v RČN posadili navadni trst (*Phragmites australis*) iz doline reke Dragonje (slika 13).



Slika 13: Saditev navadnega trsta (*Phragmites australis*) v rastlinsko čistilno napravo (foto: Aleksandra Krivograd Klemenčič)

3.4 SPREMLJANJE DELOVANJA PROTOTIPA SANBOX

Delovanje prototipa Sanbox smo spremljali z rednim tedenskim vzorčenjem posameznih podenot (modulov) sistema. Operacijski sistem PLC je tedensko beležil število izplakovanj (izpustov) črne vode na šotna filtra. Sistem je bil oblikovan na maksimalno 76 izplakovanj na dan, v primeru večjega obiska je bil preliv speljan v kanalizacijo.

Vzorčna mesta so označena na sliki 4. Enkrat tedensko, od začetka marca do konca junija 2011, smo za kemijske analize odvzeli vzorce iz posameznih podenot modula za črno vodo (5 vzorcev). Na RČN smo vzorčili štirikrat (7. 6. 2011, 15. 6. 2011, 21. 6. 2011 in 29. 6. 2011). Vzorci za mikrobiološke analize so bili odvzeti dvakrat iz modula za črno in sivo vodo ter iz solarnega uparjevalnika. Vzorčenje kompostnih reaktorjev je ravno tako potekalo enkrat tedensko od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011. Mesta in metode vzorčenja so prikazana v preglednici 1.

Na modulu za črno vodo smo vzorčili v dveh paralelkah (2 filtrirna zaboja) pri vtoku na šotna filtra in iztoku iz šotnih filtrov. Vzorčenje biofiltra je potekalo v času aktivnega delovanja (kroženja vode med 200 L zadrževalnikom in biofiltrom), vzorec je bil odvzet, ko je črna voda tekla iz razpršilne šobe. Glavni vzrok pomanjkanja vzorcev iz biofiltra je, da smo zamudili čas (to se je zgodilo štirikrat) aktivnega delovanja biofiltra na dan vzorčenja. Na kompostnem modulu smo ravno tako vzorčili v dveh paralelkah (2 kompostna reaktorja). Na modulu za sivo vodo smo vzorčili na vtoku in iztoku iz RČN. Za evaporacijski modul je bil odvzet vzorec za mikrobiološke analize iz solarnega uparjevalnika.

Preglednica 1: Prikaz metod vzorčenja na posameznih mestih vzorčenja

Mesto vzorčenja	Metoda vzorčenja
A1 in A2 dotoka na šotna filtra	1x tedensko časovno sorazmerno vzorčenje
A1 in A2 dotoka na šotna filtra, svež vzorec	trenutni vzorec, samo za mikrobiološke analize
B1 in B2 iztoka iz šotnega filtra	1x tedensko časovno sorazmerno vzorčenje in trenutni vzorec, samo za mikrobiološke analize
Biofilter z ekspandirano glino	1x tedensko časovno sorazmerno vzorčenje in trenutni vzorec, samo za mikrobiološke analize
Dotok na RČN	1x tedensko časovno sorazmerno vzorčenje in trenutni vzorec, samo za mikrobiološke analize
Iztok iz RČN	1x tedensko časovno sorazmerno vzorčenje in trenutni vzorec, samo za mikrobiološke analize
A in B kompostna reaktorja	1x tedensko časovno sorazmerno vzorčenje in trenutni vzorec, samo za mikrobiološke analize
Uparjevalnik	trenutni vzorec, samo za mikrobiološke analize

*Časovno sorazmerno vzorčenje je odvzem po količini enakih trenutnih vzorcev v enakomernih časovnih presledkih (Ur. l. RS, št. 54/11).

Na mestu vzorčenja smo odvzetim vzorcem za kemijske analize (z izjemo vzorcev komposta) s prenosnim multimetrom HACH HQ 40d izmerili naslednje parametre: pH, električno prevodnost, temperaturo, količino raztopljenega kisika in nasičenost s kisikom. Vzorci so bili hranjeni v prenosni hladilni torbi in nato preneseni v kemijski laboratorij Fakultete za gradbeništvo (UL FGG, Inštitut za zdravstveno hidrotehniko) za nadaljnje kemijske analize.

Preglednica 2: Uporabljene merilne metode in oprema

Parametri	Merilna metoda
Temperatura	DIN 38404 - C4
pH	ISO 10523
Raztopljeni kisik	elektrometrično
Nasičenost s kisikom	elektrometrično
Električna prevodnost	SIST EN 27888

V kompostnih reaktorjih je bila temperatura izmerjena vsako uro s temperaturnimi merilci T-gumbek 22L (T-button 22L, Repa System Solutions), nastavljenimi v kompostni masi v kompostnem reaktorju. Merilci so bili nastavljeni v sredini kompostnega reaktorja in na dnu kompostnega reaktorja. Spremljala se je tudi temperatura v objektu prototipa.

Kemijske analize so bile izvedene v kemijskem laboratoriju Fakultete za gradbeništvo in geodezijo Univerze v Ljubljani (UL FGG, Inštitut za zdravstveno hidrotehniko). Kemijske analize odvzetih vzorcev so obsegale: suspendirane snovi, amonijski dušik, nitritni dušik, nitratni dušik, ortofosfat, celotni fosfor, KPK in BPK₅. Vzorci so bili analizirani še isti dan oz. shranjeni na temperaturi 4 °C, v primeru nezmožnosti izvedbe analiz. Na Zdravstveni fakulteti Univerze v Ljubljani (UL ZF) so bile izvedene mikrobiološke analize. Parametri mikrobioloških analiz so obsegali celotno število bakterij, koliformne bakterije, fekalne enterokoke, *Staphylococcus* in *Escherichia coli*. Za vzorce iz evaporacijskega modula so bile izvedene le mikrobiološke analize, in sicer dne 21. 6. 2011. Vse analizne metode in uporabljena oprema so navedene v preglednici 3.

Preglednica 3: Uporabljene analizne metode in oprema

Parametri	Uporabljene metode in oprema	
	Merilna metoda	Oprema
Suspendirane snovi	SIST ISO 11923	analizna tehtnica Mettler
Amonijski dušik	ISO 7150 - 1,2	spektrofotometer HACH /DR2800
Nitritni dušik	SIST EN 26777	spektrofotometer HACH /DR2800
Nitratni dušik	SIST ISO 7890-1	spektrofotometer HACH /DR2800
Ortofosfat	SIST ISO 7890	spektrofotometer HACH /DR2800
Celotni fosfor	ISO 6878 - 1	spektrofotometer HACH /DR2800
KPK	ISO 6060	spektrofotometer HACH /DR2800
BPK ₅	SIST EN 1899 - 2	manometer WTW Oxi top
Celotno število bakterij	ISO 6222 1999	Inkubator Memmert, Vibromix 10 Scale, Avtoklav A 21-CAV, Kambič
Koliformne bakterije	ISO 9308-1 2000	Inkubator Memmert, Vibromix 10 Scale, Avtoklav A 21-CAV, Kambič
Fekalni enterokoki	ISO 7899-2 2000	Inkubator Memmert, Vibromix 10 Scale, Avtoklav A 21-CAV, Kambič
<i>Staphylococcus</i>	ISO 6888-2 1999	Inkubator Memmert, Vibromix 10 Scale, Avtoklav A 21-CAV, Kambič
<i>Escherichia coli</i>	ISO 9308-1 2000	Inkubator Memmert, Vibromix 10 Scale, Avtoklav A 21-CAV, Kambič

3.4.1 Učinkovitost čiščenja

Učinkovitost čiščenja črne vode je bila preračunana med dotokom na šotna filtra in biofiltrom, za vsak kemijski in mikrobiološki parameter posebej. Vrednosti učinkovitosti čiščenja smo izračunali za vsak dan izvajanja meritev ločeno (odstotek razlike med dotokom na šotna filtra in biofiltrom, za posamezni parameter), vse podane vrednosti pa so povprečne izmerjene vrednosti, pridobljene v času izvajanja meritev. Ravno tako je bila izračunana tudi učinkovitost čiščenja sive vode z RČN (izračun je bil med dotokom na RČN in iztokom iz RČN). Vse vrednosti so podane v odstotkih.

3.5 VZDRŽEVANJE SANBOX PROTOTIPA

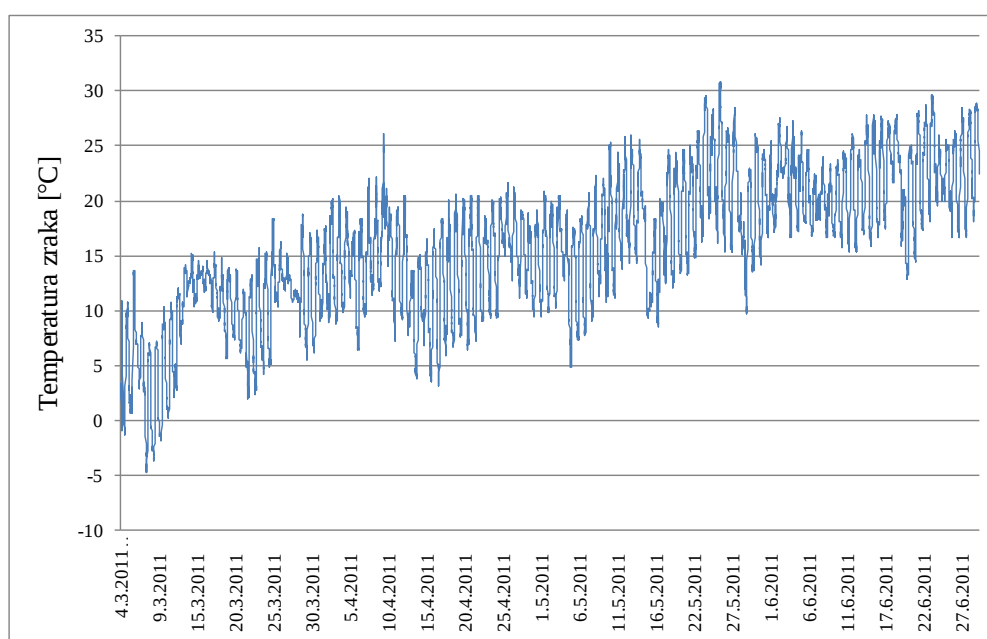
Za čiščenje sanitarij prototipa Sanbox (straniščni školjki, pisoar, umivalniki, stene, tla) so bila uporabljena samo biološko razgradljiva čistila: Brial clean, Brial top, Into mild (Ecolab Ltd). Uporabljena čistila so izdelana na bazi etanola, alkil eter sulfatov in alkil poliglikozidov, namen izbire takšnih čistil pa je bil, da ne pride do zmanjšanja biološke razgradnje v kompostnem modulu in v modulu za sivo vodo. Sanitarije so bile očiščene dvakrat dnevno.

Za uporabo v prototipu Sanbox je bil izbran samo nebeljen toaletni papir (klor iz beljenega toaletnega papirja bi lahko vplival na mikrobiologijo v kompostnem reaktorju) iz 100 % celuloze (Paloma).

4 REZULTATI

4.1 TEMPERATURA ZRAKA V KRAJINSKEM PARKU SEČOVELJSKE SOLINE

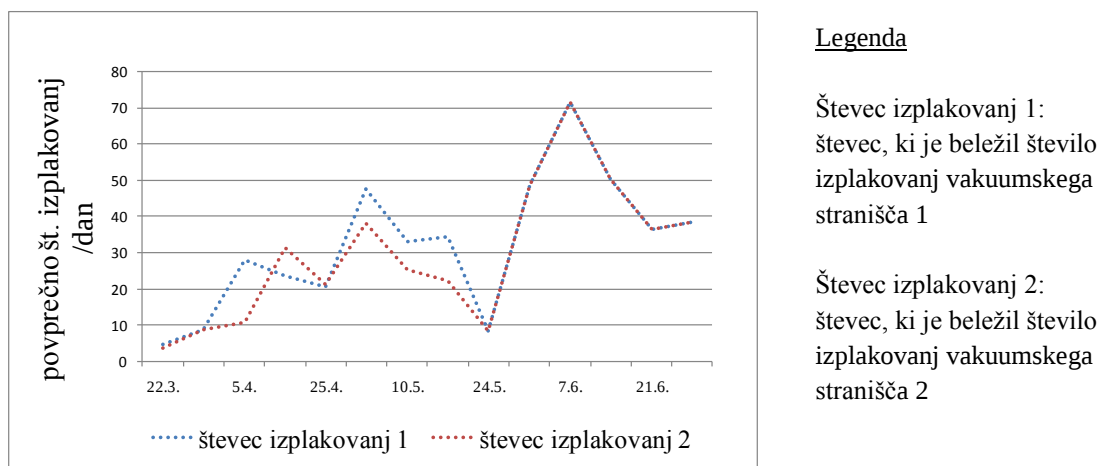
Na sliki 14 je prikazana temperatura zraka v Krajinskem parku Sečoveljske soline, izmerjena med 4. 3. 2011 in 29. 6. 2011. S slike je razvidno, da je temperatura od marca do junija postopoma naraščala, kar se tudi ujema s takratnim letnim časom. Najnižja temperatura ($-4,7^{\circ}\text{C}$) je bila izmerjena na dan 8. 3. 2011 in najvišja izmerjena temperatura ($30,8^{\circ}\text{C}$) na dan 25. 5. 2011.



Slika 14: Prikaz izmerjene temperature zraka v Krajinskem parku Sečoveljske soline od začetka marca do konca junija 2011

4.2 ŠTEVILO IZPLAKOVANJ

Sistem PLC je redno beležil število izplakovanj za obe vakuumski stranišči. Števca izplakovanj smo odčitali enkrat tedensko. Sistem je dovoljeval maksimalno 76 izplakovanj na dan. V primeru večjega števila izplakovanj je odpadna voda stekla v kanalizacijsko omrežje.



Slika 15: Prikaz povprečnega števila izplakovanj na dan, za obe vakuumski stranišči

Na sliki 15 je prikazano povprečno dnevno število izplakovanj za obe vakuumski stranišči. Na dan 24. 5. 2011 je bil števec izplakovanj ponovno zagnan, zato je za ta dan podatek niso reprezentativni. Po 24. 5. 2011 je bilo število izplakovanj za obe vakuumski stranišči enako.

4.2.1 Modul za črno vodo

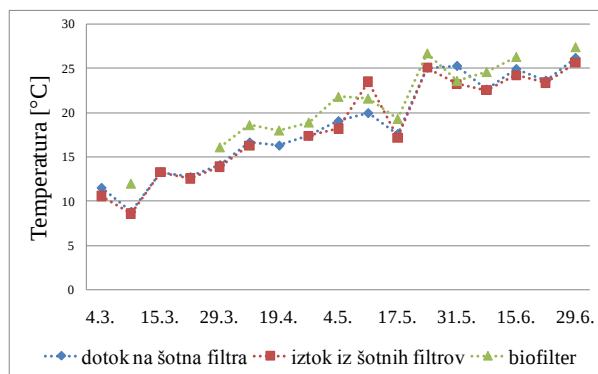
V preglednici 4 so prikazani rezultati terenskih meritev in laboratorijskih analiz vzorcev, odvzetih na posameznih vzorčnih mestih modula za črno vodo. Meritve in vzorčenje je potekalo od 4. 3. 2011 do 29. 6. 2011. V preglednici 4 je prikaz rezultatov podan s povprečno vrednostjo in standardnim odklonom ter razponom vrednosti merjenih dejavnikov.

Preglednica 4: Rezultati terenskih meritev in laboratorijskih analiz, izvedenih na posameznih podenotah modula za črno vodo, prikazani s povprečno vrednostjo in standardnim odklonom ter razponom vrednosti

Določeni parametri	Dotok na šotna filtra		Iztok iz šotnih filtrov		Biofilter	
	Povprečje	Razpon	Povprečje	Razpon	Povprečje	Razpon
Temperatura [°C]	18,5 ± 5,3	8,7–26,4	18,5 ± 5,6	8,4–27,2	21,1 ± 4,6	12,0–27,4
pH	8,9 ± 0,6	7,3–9,5	8,7 ± 0,5	7,6–9,2	8,7 ± 0,3	8,3–9,2
Raztopljeni kisik [mg/L]	0,4 ± 0,8	0,1–4,0	0,2 ± 0,3	0,1–1,5	3,9 ± 3,3	0,1–8,3
El. Prevodnost [mS/cm]	7,4 ± 2,0	1,8–10,7	7,7 ± 2,1	3,5–12,4	6,5 ± 1,8	2,7–8,4
Suspendirane snovi [mg/L]	1044,1 ± 504,3	144,0–315,0	387,8 ± 137,5	114,0–675,0	341,8 ± 84,9	240,0–525,0
Amonijski dušik [mg/L]	799,3 ± 275,9	114,0–460,0	813,2 ± 286,0	240,0–1585,0	647,7 ± 208,7	225,0–845,0
Nitritni dušik [mg/L]	0,3 ± 0,3	0–1,3	1,3 ± 3,9	0–21,5	0,3 ± 0,2	0–0,7
Nitratni dušik [mg/L]	50,2 ± 59,7	10,6–253,0	46,2 ± 55,3	12,6–290,0	41,5 ± 52,4	7,8–208,0
Ortofosfat [mg/L]	92,4 ± 39,4	50,2–229,0	78,0 ± 38,8	41,0–246,0	51,7 ± 25,8	18,0–127,0
Celotni fosfor [mg/L]	109,9 ± 45,7	60,0–240,0	104,9 ± 44,6	44,0–257,0	74,2 ± 39,8	32,0–190,0
KPK (mg/L)	2080,3 ± 1180,5	621,0–6600,0	1484,1 ± 442,0	290,0–2695,0	738,1 ± 347,1	110,0–1290,0
BPK5 (mg/L)	1047,9 ± 436,6	250,0–2000,0	962,5 ± 450,4	300,0–1850,0	335,4 ± 178,4	150,0–580,0

4.2.1.1 Temperatura

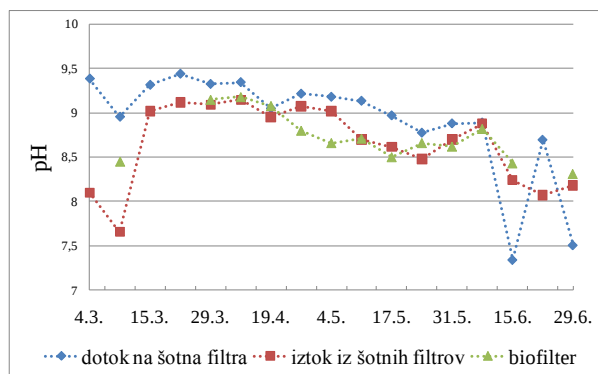
Slika 16 prikazuje izmerjene temperature posameznih vzorcev, odvzetih na dotoku na šotna filtra, na iztoku iz šotnih filtrov, in vzorcev, odvzetih iz biofiltra. S slike 16 je razvidno postopno naraščanje temperature od začetka marca do konca junija 2011, z izjemo dne 17. 5. 2011, ko je bila izmerjena temperatura nekoliko nižja kot teden prej.



Slika 16: Prikaz izmerjene temperature odvzetih vzorcev na posameznih podenotah modula za črno vodo

4.2.1.2 pH

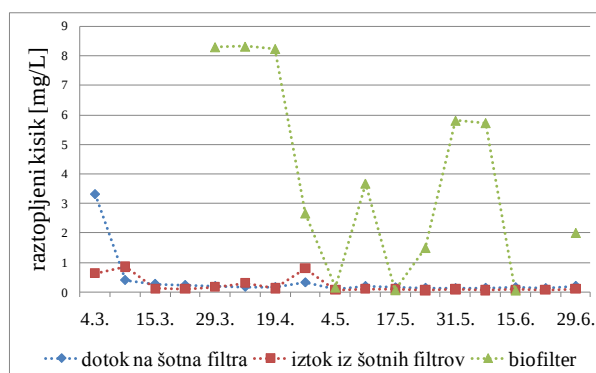
Vrednosti pH v vzorcih, odvzetih na posameznih podenotah modula za črno vodo, so prikazane na sliki 17. S slike je razvidno, da so bile najnižje pH vrednosti izmerjene na začetku izvajanja meritev (8. 3. 2011) in proti koncu izvajanja meritev (15. 6. 2011, 29. 6. 2011). V času med 15. 3. 2011 in 7. 6. 2011 lahko opazimo manjše nihanje pH vrednosti in postopno nižanje pH. Iz slike je razvidno, da je bil na dotoku na šotna filtra na dan 15. 6. 2011 izmerjen najnižji pH (7,3). Ravno tako je bil na dotoku na šotna filtra izmerjen najvišji pH (9,4), na dan 22. 3. 2011. Najnižja dosežena vrednost pH na iztoku iz šotnih filtrov je bila izmerjena 8. 3. 2011 (pH 7,7). pH vrednosti, izmerjene na vzorcih, odvzetih iz biofiltra, so bile med 8,3 in 9,2 pH z najnižjo zabeleženo vrednostjo na dan 29. 6. 2011.



Slika 17: Prikaz izmerjenega pH odvzetih vzorcih na posameznih podenotah modula za črno vodo

4.2.1.3 Raztopljeni kisik

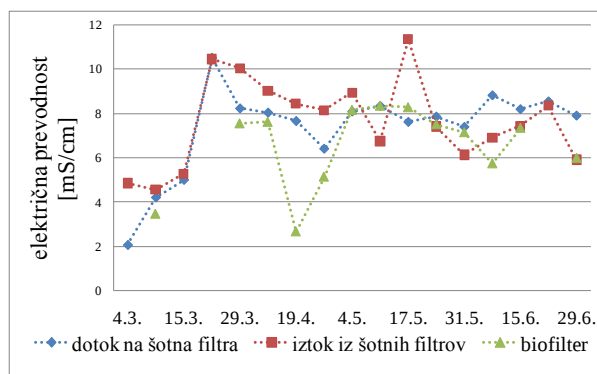
Na sliki 18 so prikazane izmerjene koncentracije raztopljenega kisika za vzorce, odvzete iz posameznih podenot modula za črno vodo. Iz slike 18 je razvidno, da se vrednosti na dotoku v primerjavi z vrednostmi na iztoku iz šotnih filtrov niso očitno razlikovale, razen izjemoma na dan 4. 3. 2011, ko je bila zabeležena najvišja koncentracija raztopljenega kisika na dotoku na šotna filtra (3,3 mg/L). Na ta dan je bil odvzeti vzorec iz dotoka na šotna filtra pretresen in nasičen s kisikom. Po 4. 3. 2011 koncentracije raztopljenega kisika v vzorcih, odvzetih na dotoku in iztoku iz šotnih filtrov, niso dosegle 1 mg/L raztopljenega kisika. Iz slike je razvidno, da so bile izmerjene koncentracije raztopljenega kisika v vzorcih, odvzetih iz biofiltra, razen na dan 4. 5. 2011 in 15. 6. 2011, za vse dni izvajanja meritev višje kot izmerjene koncentracije v vzorcih, odvzetih iz dotoka in iztoka iz šotnih filtrov. Iz biofiltra so bili vzorci odvzeti v času aktivnega delovanja biofiltra oz. ko je voda tekla iz razpršilne šobe. Višje koncentracije raztopljenega kisika so lahko rezultat dobre prezračevnosti vzorca. Najvišje tri vrednosti smo zabeležili 29. 3. 2011 (8,3 mg/L), 5. 4. 2011 (8,2 mg/L) in 19. 4. 2011 (8,2 mg/L). Ob drugih dnevih vrednosti nad 8 mg/L nismo izmerili. Najnižja vrednost je bila izmerjena 15. 6. 2011 (0,1 mg/L). Za obdobje med 4. 3. 2011 in 22. 3. 2011 ter za 21.6.2011 podatkov za količino raztopljenega kisika v vzorcih iz biofiltra ni, zaradi takratne neaktivnosti delovanja biofiltrirnega sistema.



Slika 18: Prikaz izmerjene koncentracije raztopljenega kisika na posameznih podenotah modula za črno vodo

4.2.1.4 Specifična električna prevodnost

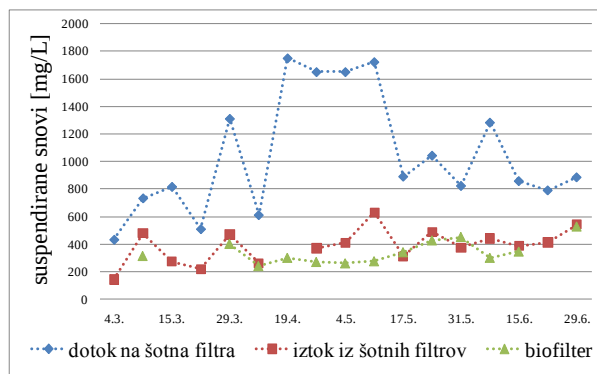
Slika 19 prikazuje specifično električno prevodnost vzorcev, odvzetih na posameznih podenotah modula za črno vodo. Najvišja vrednost (11,4 mS/cm) je bila izmerjena na dan 17. 5. 2011, za vzorce, odvzete na iztoku iz šotnih filtrov, najnižja izmerjena vrednost pa je bila 2,1 mS/cm, na dan 4. 3. 2011, za vzorce, odvzete na dotoku na šotna filtra. Najnižja izmerjena vrednost specifične električne prevodnosti vzorcev, odvzetih iz biofiltra, je bila 2,7 mS/cm (19. 4. 2011) in najvišja izmerjena vrednost je bila 8,4 mS/cm (10. 5. 2011).



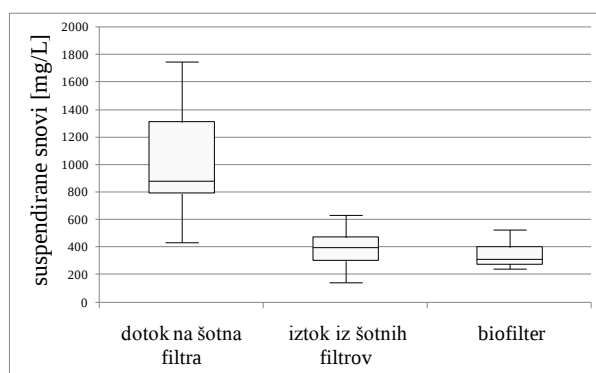
Slika 19: Prikaz izmerjene specifične električne prevodnosti na posameznih podenotah modula za črno vodo

4.2.1.5 Suspendirane snovi

Na sliki 20 so prikazane izmerjene koncentracije suspendiranih snovi v vzorcih, odvzetih iz posameznih podenot modula za črno vodo. Najvišje vrednosti koncentracije suspendiranih snovi so bile izmerjene na dotoku na šotna filtra, z doseženo maksimalno vrednostjo 1750 mg/L. S slike je razvidno, da so bile izmerjene vrednosti suspendiranih snovi na iztoku iz šotnih filtrov in v biofiltru nižje od izmerjenih vrednosti na dotoku na šotna filtra, kar smo tudi pričakovali. Najvišja dosežena vrednost na iztoku iz šotnih filtrov je bila 630 mg/L suspendiranih snovi, v biofiltru pa je najvišja prikazana vrednost 525 mg/L suspendiranih snovi. Podobno kot črtni grafikon na sliki 20, prikazuje slika 21 količino suspendiranih snovi, izmerjenih na posameznih podenotah modula za črno vodo, z boxplot diagramom. Z boxplot diagrama je razviden manjši razpon vrednosti na iztoku iz šotnih filtrov in v biofiltru v primerjavi z dotokom na šotna filtra. Spodnja meja srednje polovice podatkov za dotok na šotna filtra je znašala 790 mg/L, kar je več od maksimalne izmerjene količine na iztoku iz šotnih filtrov. Mediana za biofilter je znašala 313 mg/L in je bila manjša od mediane na iztoku iz šotnih filtrov, ki je znašala 397,5 mg/L.



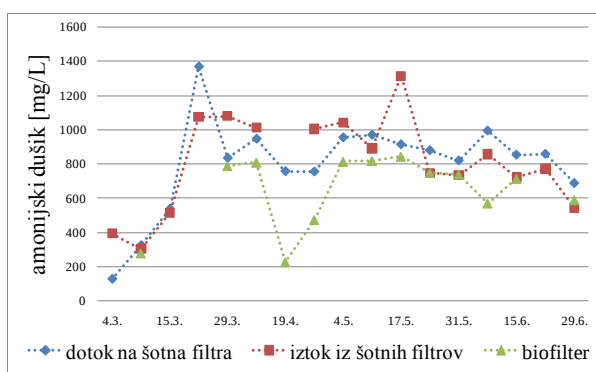
Slika 20: Prikaz izmerjenih koncentracij suspendiranih snovi od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo



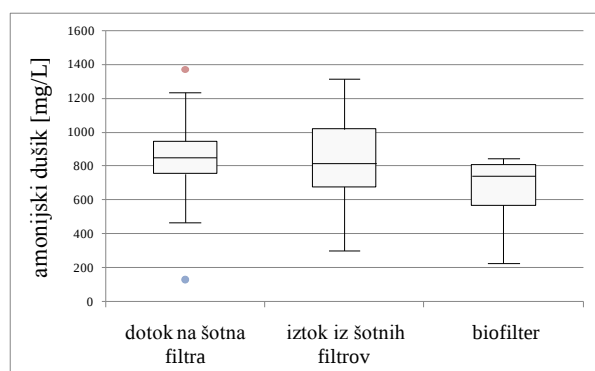
Slika 21: Prikaz koncentracij suspendiranih snovi na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom

4.2.1.6 Amonijski dušik

Slika 22 prikazuje izmerjene koncentracije amonijskega dušika v vzorcih, odvzetih na dotoku in iztoku iz šotnih filtrov, ter v vzorcih, odvzetih iz biofiltra. Najvišja koncentracija amonijskega dušika je bila izmerjena na dan 22. 3. 2011, na dotoku na šotna filtra (1370,0 mg/L). Najvišji vrednosti na iztoku iz šotnih filtrov in biofiltru sta bili izmerjeni na dan 17. 5. 2011, na iztoku je bila ta vrednost 1315,0 mg/L in v biofiltru 845,0 mg/L amonijskega dušika. Na sliki 23 je prikazana koncentracija amonijskega dušika na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom. Na dotoku na šotna filtra sta prikazana tudi ubežnika, se pravi maksimalna in minimalna vrednost izven splošnega vzorca skupine podatkov. Razpon vrednosti na dotoku na šotna filtra je bil od 127,0 mg/L do 1370,0 mg/L in razpon vrednosti na iztoku iz šotnih filtrov od 303,0 mg/L do 1315,0 mg/L amonijskega dušika. Iz slike 23 je razvidno, da je bila srednja polovica podatkov za biofilter med 570,0 mg/L in 810,0 mg/L. Meja tretjega kvartila in zgornji ekstrem vrednosti se nista bistveno razlikovala, meja tretjega kvartila je znašala 810,0 mg/L in zgornji ekstrem 845,0 mg/L.



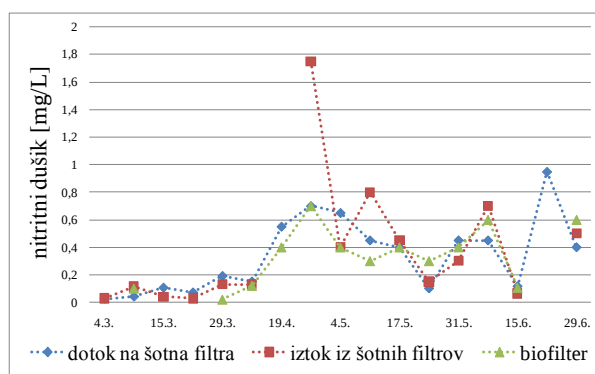
Slika 22: Prikaz izmerjenih koncentracij amonijskega dušika od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo



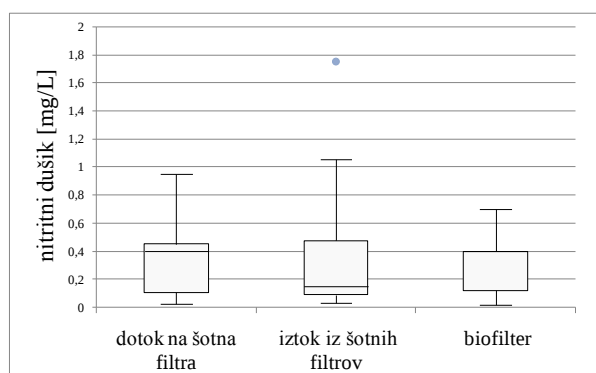
Slika 23: Prikaz koncentracij amonijskega dušika na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom

4.2.1.7 Nitritni dušik

Slika 24 prikazuje izmerjene koncentracije nitritnega dušika na posameznih podenotah modula za črno vodo, od 4. 3. 2011 do 29. 6. 2011. Najvišja koncentracija je bila izmerjena 25. 4. 2011 na iztoku iz šotnih filtrov, in sicer gre za vrednost 1,75 mg/L nitritnega dušika. Od 4. 3. do 5. 4. 2011 izmerjena koncentracija nitritnega dušika na dotoku in iztoku iz šotnih filtrov in biofiltru na noben dan izvajanja meritev ni presegla vrednosti 0,2 mg/L nitritnega dušika. Najvišja koncentracija nitritnega dušika na dotoku na šotna filtra je bila izmerjena 21. 6. 2011, najvišja količina nitritnega dušika v biofiltru je bila izmerjena 25. 4. 2011. Na sliki 25 je količina nitritnega dušika prikazana z boxplot diagramom. Na iztoku iz šotnih filtrov je prikazan tudi ubežnik (najvišja izmerjena koncentracija nitritnega dušika) izven splošnega vzorca skupine podatkov. Mediani pri dotoku na šotna filtra in pri biofiltru sta znašali 0,4 mg/L nitritnega dušika. Mediana za iztok iz šotnih filtrov je bila manjša in je znašala 0,2 mg/L. S slike je razviden razpon izmerjenih vrednosti za dotok na šotna filtra od 0,03 mg/L do 0,95 mg/L nitritnega dušika, za iztok iz šotnih filtrov 0,03 mg/L do 0,7 mg/L in za biofilter 0,02 mg/L do 0,7 mg/L nitritnega dušika.



Slika 24: Prikaz izmerjenih koncentracij nitritnega dušika od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo



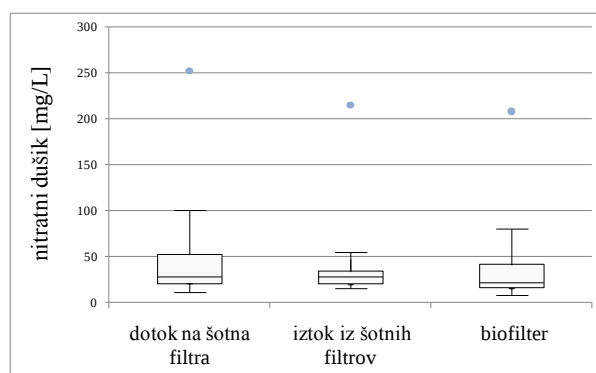
Slika 25: Prikaz koncentracij nitritnega dušika na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom

4.2.1.8 Nitratni dušik

Slika 26 prikazuje koncentracije nitratnega dušika, izmerjene na posameznih podenotah modula za črno vodo od 4. 3. 2011 do 29. 6. 2011. Od 4. 3. 2011 do 15. 6. 2011 izmerjene vrednosti koncentracije nitratnega dušika na dotoku, iztoku iz šotnih filtrov in biofiltru niso presegle 100 mg/L nitratnega dušika. Najvišji vrednosti na dotoku na šotna filtra sta bili izmerjeni 21. 6. 2011 in 29. 6. 2011. Ravno tako sta bili na ista dneva izmerjeni najvišji koncentraciji nitratnega dušika na iztoku iz šotnih filtrov, na dan 29. 6. 2011 pa tudi v biofiltru. Slika 27 prikazuje izmerjene koncentracije nitratnega dušika z boxplot diagramom. Na grafih so prikazani tudi ubežniki (izmerjene najvišje vrednosti) izven splošnega vzorca skupine podatkov. Mediane izmerjenih vrednosti posameznih podenot modula za črno vodo se med seboj niso očitno razlikovale in so znašale za dotok na šotna filtra 28,0 mg/L, za iztok iz šotnih filtrov 27,8 mg/L in za biofilter 21,0 mg/L nitratnega dušika.



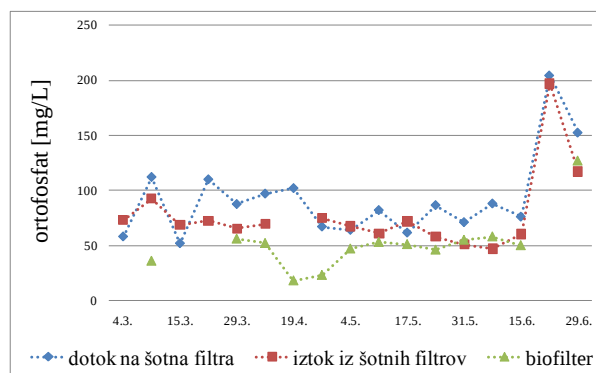
Slika 26: Prikaz izmerjenih koncentracij nitratnega dušika od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo



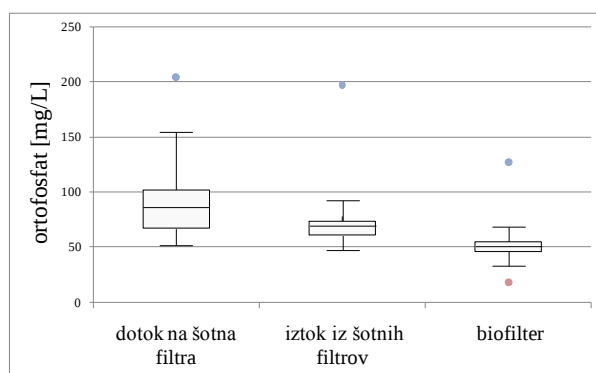
Slika 27: Prikaz koncentracij nitratnega dušika na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom

4.2.1.9 Ortofosfat

Iz prikaza rezultatov izmerjenih koncentracij ortofosfata na sliki 28 lahko vidimo porast izmerjenih koncentracij na dan 21. 6. 2011 in 29. 6. 2011 na dotoku in iztoku iz šotnih filtrov in biofiltru. Najnižji prikazani vrednosti sta bili v biofiltru izmerjeni na dan 19. 4. 2011 in 25. 4. 2011. Razen na dan 21. 6. 2011 in 29. 6. 2011, se vrednosti izmerjenih koncentracij ortofosfata na iztoku iz šotnih filtrov in v biofiltru niso dvignile nad 100,0 mg/L. Iz prikaza rezultatov z boxplot diagramom (slika 29) je razviden trend nižanja količine ortofosfata od dotoka na šotna filtra do biofiltra. Na sliki so prikazani tudi ubežniki izven splošnega vzorca skupine podatkov.



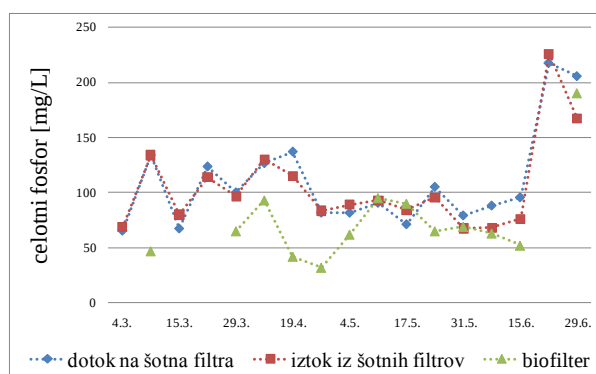
Slika 28: Prikaz izmerjenih koncentracij ortofosfata od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo



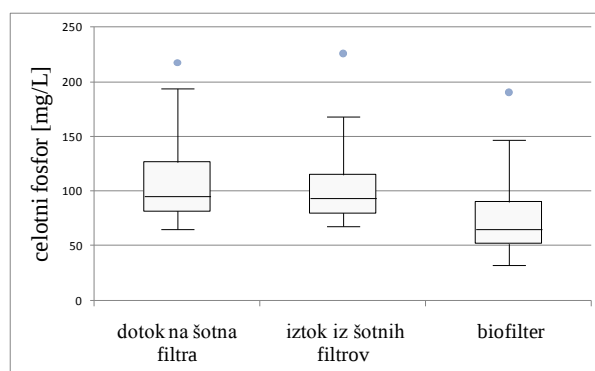
Slika 29: Prikaz koncentracij ortofosfata na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom

4.2.1.10 Celotni fosfor

Izmerjene koncentracije celotnega fosforja na posameznih podenotah modula za črno vodo od 4. 3. 2011 do 29. 6. 2011 so prikazane na sliki 30. Podobno kot pri sliki 28, lahko opazimo najvišje izmerjene vrednosti na posameznih podenotah modula za črno vodo na dan 21. 6. 2011 in 29. 6. 2011. Od začetka izvajanja meritev do 21. 6. 2011 se izmerjene vrednosti na dotoku, iztoku iz šotnih filtrov in biofiltru niso dvignile nad 150 mg/L. S slike 31, kjer so rezultati izmerjenih koncentracij celotnega fosforja prikazani z boxplot diagrami, lahko razberemo, da se mediani za dotok na šotna filtra in iztok iz šotnih filtrov nista očitno razlikovali. Mediana za dotok na šotna filtra je znašala 95,5 mg/L in 93,0 mg/L za iztok iz šotnih filtrov. Razpona vrednosti za dotok na šotni filter in iztok iz šotnih filtrov se nista očitno razlikovala, za dotok je bil razpon vrednosti med 65,2 mg/L in 217,0 mg/L in za iztok med 67,5 mg/L in 226,0 mg/L. Razpon vrednosti za biofilter je bil med 32,0 mg/L in 190,0 mg/L, s srednjo polovico podatkov razporejeno med 52,0 mg/L in 90,0 mg/L. Boxplot diagrami prikazujejo tudi ubežnike izven splošnega vzorca skupine podatkov.



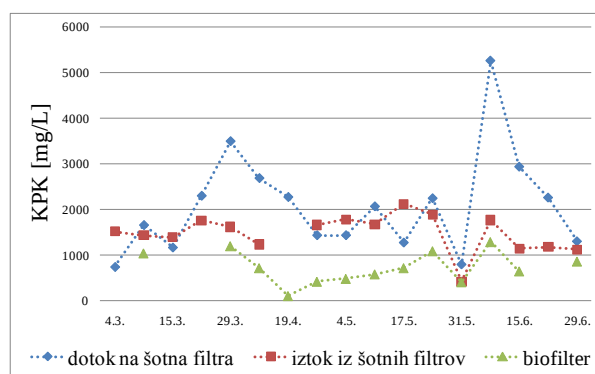
Slika 30: Prikaz izmerjenih koncentracij celotnega fosforja od začetka marca do konca junija 2011 na posameznih podenotah modula za črno vodo



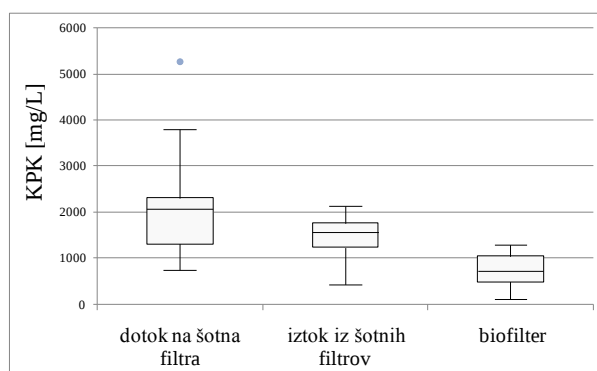
Slika 31: Prikaz koncentracij celotnega fosforja na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom

4.2.1.11 Kemijska potreba po kisiku – KPK

Na sliki 32 a so prikazane vrednosti KPK, izmerjene na posameznih podenotah modula za črno vodo od 4. 3. 2011 do 29. 6. 2011. Najvišja vrednost je bila izmerjena 7. 6. 2011 na dotoku na šotna filtra. Izmerjene vrednosti v biofiltru v času meritev niso presegle vrednosti 2000 mg/L. Tudi izmerjene vrednosti KPK na iztoku iz šotnih filtrov, z izjemo na dan 17. 5. 2011, niso presegle vrednosti 2000 mg/L. Prikaz rezultatov z boxplot diagrami (slika 33) kaže, da so bile na iztoku iz šotnih filtrov izmerjene nižje vrednosti KPK v primerjavi z dotokom na šotna filtra in še nižje vrednosti KPK, izmerjene za vzorce odvzete iz biofiltra. Ravno tako lahko opazimo, da je bil najmanjši razpon vrednosti izmerjen v biofiltru. Na boxplot diagramu dotoka na šotna filtra je prikazan tudi ubežnik izven splošnega vzorca skupine podatkov.



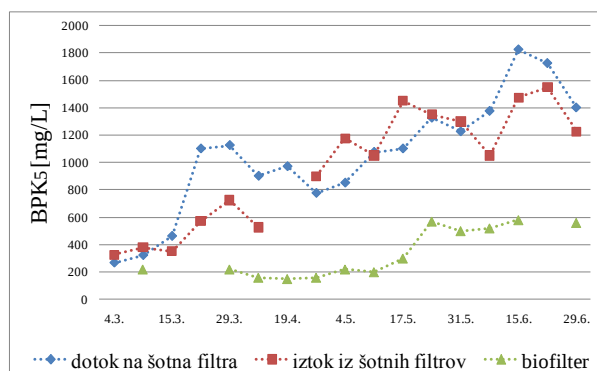
Slika 32: Prikaz izmerjenih vrednosti KPK (kemijske potrebe po kisiku) na posameznih podenotah modula za črno vodo od začetka marca do konca junija 2011



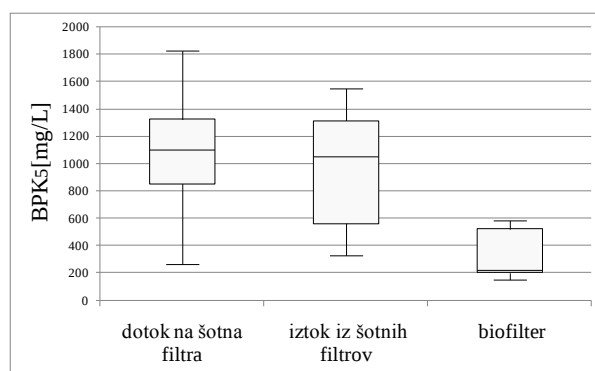
Slika 33: Prikaz izmerjenih vrednosti KPK (kemijske potrebe po kisiku) na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom

4.2.1.12 Biokemijska potreba po kisiku – BPK₅

Vrednosti BPK₅, izmerjene od 6. 3. 2011 do 29. 6. 2011, prikazuje slika 34. Iz rezultatov je razvidno postopno naraščanje vrednosti BPK₅ od marca do junija 2011. Slika prikazuje tudi nižje izmerjene vrednosti BPK₅ v biofilteru v primerjavi z vrednostmi, izmerjenimi v vzorcih, odvzetih iz dotoka in iztoka iz šotnih filtrov. Najvišji vrednosti na dotoku na šotna filtra in v biofilteru sta bili izmerjeni na dan 15. 6. 2011, za dotok je ta vrednost znašala 1825 mg/L in za biofilter 580 mg/L. Najvišja izmerjena vrednost BPK₅ na iztoku iz šotnih filtrov je znašala 1475 mg/L, na dan 21. 6. 2011. Na sliki 35 so izmerjene vrednosti BPK₅ prikazane z boxplot diagrami. Slika prikazuje razpon vrednosti za dotok na šotna filtra od 265 mg/L do 1825 mg/L, s srednjo polovico podatkov med 850 mg/L in 1325 mg/L. Za iztok iz šotnih filtrov boxplot diagram na sliki 35 prikazuje srednjo polovico podatkov, razporejeno med 558,8 mg/L in 1312,5 mg/L. Razpon vrednosti je bil za iztok iz šotnih filtrov med 325 mg/L in 1550 mg/L. Mediani za dotok in iztok iz šotnih filtrov se nista očitno razlikovali: za dotok je mediana znašala 1100 mg/L in za iztok 1050 mg/L. Mediana za biofilter je bila nižja od mediane dotoka in iztoka iz šotnih filtrov in je znašala 220 mg/L. Razpon vrednosti za biofilter je bil med 150 mg/L in 580 mg/L, s srednjo polovico podatkov med 200 mg/L in 520 mg/L.



Slika 34: Prikaz izmerjenih vrednosti BPK₅ (biokemijska potreba po kisiku) v mg/L na posameznih podenotah modula za črno vodo



Slika 35: Prikaz izmerjenih vrednosti BPK₅ na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom

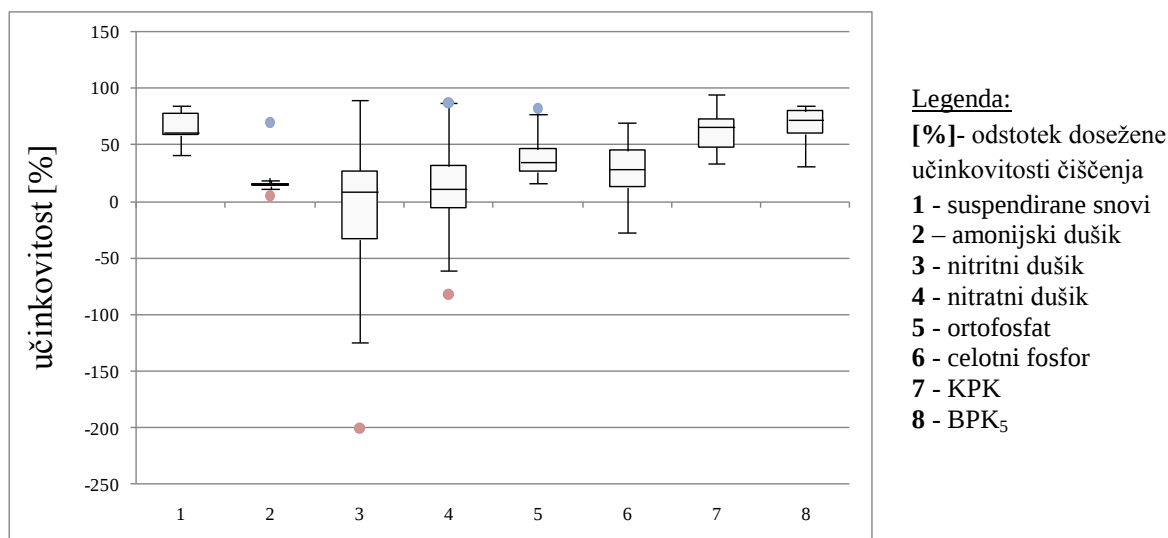
4.2.1.13 Učinkovitost čiščenja črne vode

V preglednici 5 je prikaz dosežene učinkovitosti čiščenja odpadne vode na modulu za črno vodo. Rezultati v preglednici vsebujejo preračunane povprečne vrednosti dosežene učinkovitosti čiščenja, izražene z odstotkom, med dotokom na šotna filtra in biofiltrom. Evaporacijski del modula za črno vodo je iz tega izračuna izvzet. Učinkovitost smo preračunali za naslednje kemijske parametre: suspendirane snovi, amonijski dušik, nitritni in nitratni dušik, ortofosfat, celotni fosfor ter parametra KPK in BPK₅.

Preglednica 5: Preračunana dosežena učinkovitost čiščenja črne vode med dotokom na šotna filtra in biofiltrom, glede na različne parametre

Parametri	Dosežena učinkovitost (%)
Suspendirane snovi	65
Amonijski dušik	21
Nitritni dušik	-16
Nitratni dušik	9
Ortofosfat	41
Celotni fosfor	39
KPK	62
BPK ₅	68

Na sliki 36 je učinkovitost čiščenja odpadne vode na modulu za črno vodo prikazana z boxplot diagramom. Učinkovitost je prikazana za naslednje kemijske parametre: suspendirane snovi, amonijski dušik, nitritni in nitratni dušik, ortofosfat, celotni fosfor ter parametra KPK in BPK₅. Učinkovitost je preračunana med dotokom na šotna filtra in biofiltrom.

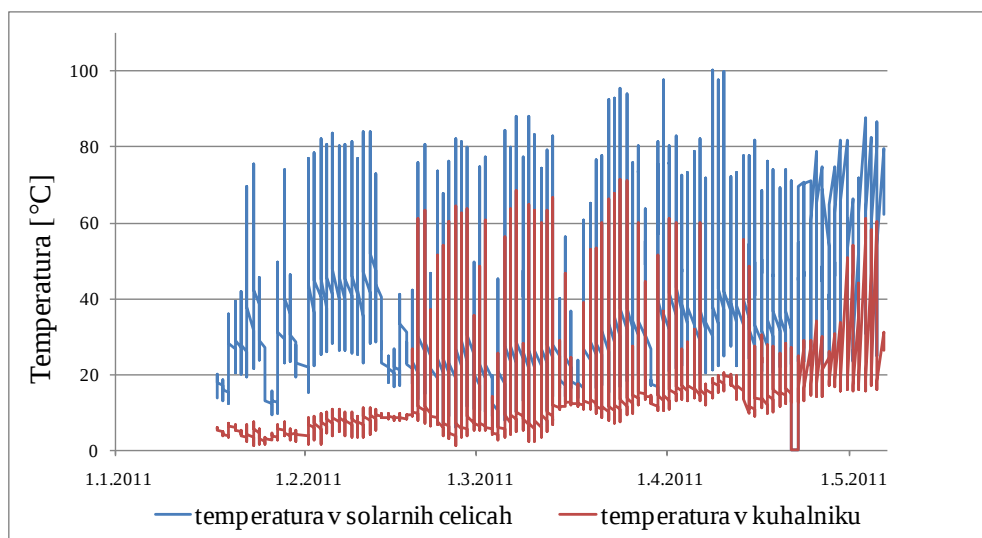


Slika 36: Učinkovitost čiščenja odpadne vode na modulu za črno vodo, prikaz učinkovitosti z boxplot diagramom

Iz slike je razviden velik razpon vrednosti za parametre nitritni dušik, nitratni dušik in celotni fosfor. Pri teh parametrih lahko opazimo, da je učinkovitost čiščenja dosegla tudi negativne vrednosti – izmerjene so bile višje vsebnosti določenega parametra v biofiltru kot na dotoku na šotna filtra. Mediane za vse parametre so v pozitivnih vrednostih. Na boxplot diagramu za parametre amonijski dušik, nitritni dušik, nitratni dušik in ortofosfat so prikazani tudi ubežniki izven splošnega vzorca skupine podatkov.

4.2.2 Evaporacijski modul

Na sliki 37 je prikazana temperatura, izmerjena v solarnem uparjevalniku od 17. 1. 2011 do 6. 5. 2011. V tem obdobju je bila temperatura zabeležena vsak dan, z intervalom beleženja na dve uri. Najvišja zabeležena temperatura v solarnih celicah je bila 100,2 °C, na dan 8. 4. 2011. Najnižja zabeležena temperatura v solarnih celicah pa je znašala 5,9 °C (25. 2. 2011). Povprečna temperatura solarnega uparjevalnika je znašala 14,8 °C, z najvišjo izmerjeno temperaturo 71,5 °C na dan 24. 3. 2011 in najnižjo izmerjeno temperaturo 1,2 °C na dan 25. 2. 2011.



Slika 37: Prikaz temperature v solarnem uparjevalniku od januarja do maja 2011

4.2.3 Kompostni modul

Rezultati laboratorijskih analiz vzorcev, odvzetih iz kompostnih reaktorjev A in B, so prikazani v preglednici 6. Vsi rezultati so prikazani z razponom vrednosti in povprečnimi vrednostmi s standardnim odklonom.

Preglednica 6: Rezultati laboratorijskih analiz kompostnega reaktorja A in kompostnega reaktorja B

Določeni parametri	Kompostni reaktor A		Kompostni reaktor B	
	razpon	povprečje	razpon	povprečje
Temperatura [°C] 1*	13,5–31,0	19,2 ± 2,8	13,0–30,0	19,4 ± 2,8
Temperatura [°C] 2**	13,5–31,0	19,6 ± 2,8	13,0–30,0	19,4 ± 2,8
Vsebnost vlage [%]	84,5–87,3	86,0 ± 1,0	84,2–86,7	86,0 ± 0,7
Anorganske snovi [%]	6,9–8,4	7,2 ± 0,4	5,6–10,0	7,1 ± 1,3
Organske snovi [%]	91,6–93,1	92,8 ± 0,4	90,0–94,4	93,0 ± 1,3
Amonijski dušik [mg/g ss]	0,4–24,6	5,5 ± 7,1	0,5–16,4	6,1 ± 5,5
Nitrati dušik [mg/g ss]	0,5–6,0	2,9 ± 1,9	0,5–5,3	2,9 ± 1,7
Ortofosfat [mg/g ss]	0,2–3,0	1,3 ± 0,8	0,2–1,7	1,1 ± 0,4
Celotni fosfor [mg/g ss]	0,2–3,1	1,5 ± 0,8	0,18–1,93	1,3 ± 0,5

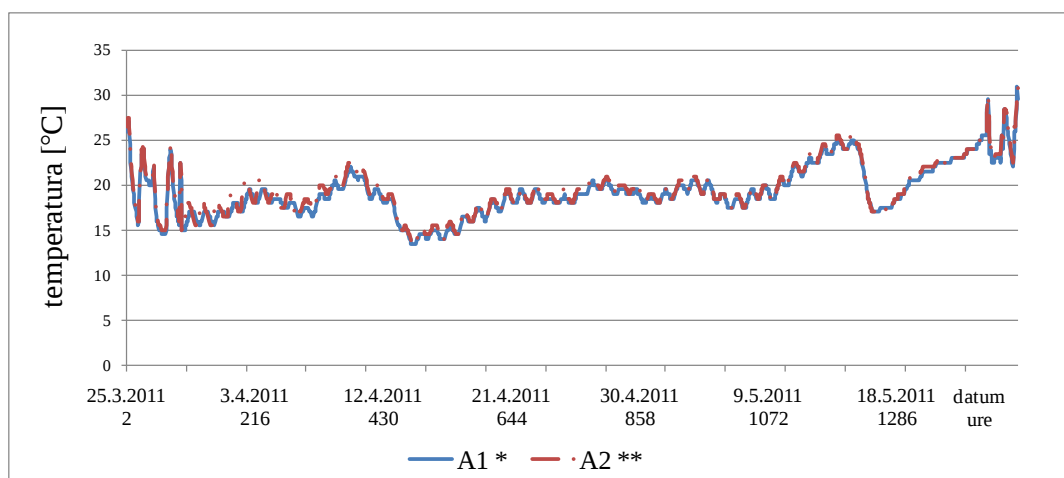
* Temperatura [°C] 1* - temperaturni merilci T-gumbek 22L, nastavljeni v sredini kompostne mase

* Temperatura [°C] 2** - temperaturni merilci T-gumbek 22L, nastavljeni na dnu kompostne mase

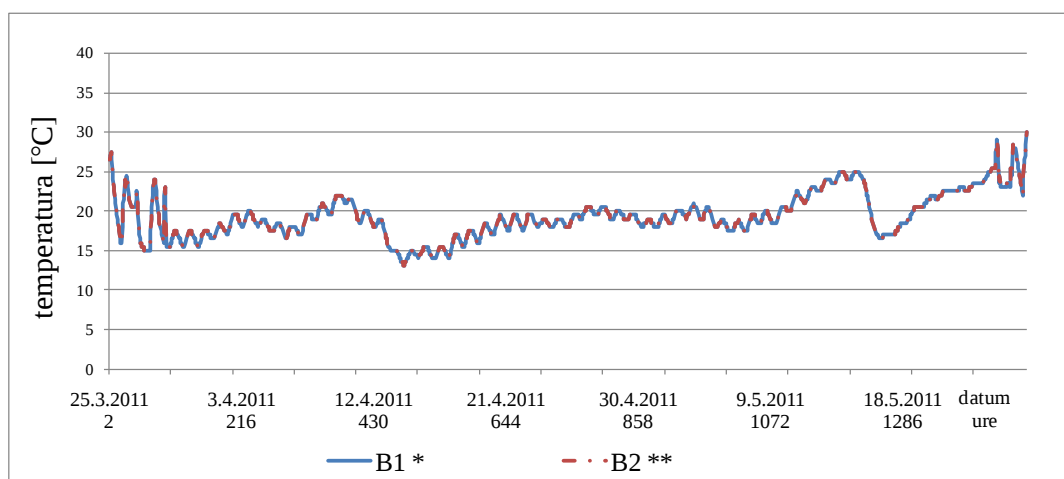
Iz preglednice 6 je razvidno, da se izmerjene temperature in izmerjeni kemijski parametri med kompostnima reaktorjema A in B niso očitno razlikovali. Temperature, izmerjene s temperaturnimi merilci na različnih lokacijah v kompostnem reaktorju B, so povsem enake.

Sliki 38 in 39 prikazujeta temperaturo, izmerjeno s temperaturnimi merilci v kompostnem reaktorju A in v kompostnem reaktorju B. Najvišji izmerjeni temperaturi za kompostni reaktor A sta bili 31 °C (A1 in A2). Za kompostni reaktor B sta bili najvišji izmerjeni

temperaturi 30 °C (B1 in B2). Najnižja izmerjena temperatura v kompostnem reaktorju A je bila 13,5 °C, na dan 14. 4. 2011. Na ta dan je bila zabeležena maksimalna temperatura zraka v KPSS 15,1 °C in minimalna temperatura zraka 3,8 °C, kar je bila najnižja zabeležena temperatura zraka od 23. 3. 2011. Ravno tako je bila na dan 14. 4. 2011 zabeležena najnižja temperatura v kompostnem reaktorju B (13 °C). Na obeh slikah (slika 30 in 31) je razviden dvig temperature v zadnjem tednu izvajanja meritev. Najvišja zabeležena temperatura zraka v KPSS v zadnjem tednu izvajanja meritev (22. 6. 2011 – 29. 6. 2011) je bila 29,7 °C, kar pa ni bila najvišja izmerjena temperatura v času izvajanja meritev. Najvišja temperatura je bila izmerjena na dan 23. 5. 2011 (30,8 °C).



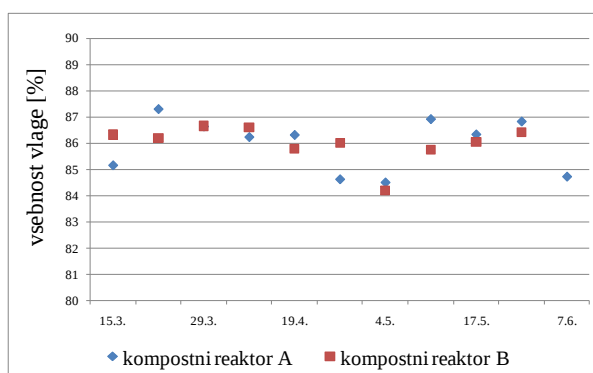
Slika 38: Prikaz temperature v kompostnem reaktorju A
A 1*: Temperaturni merilci T-gumbek 22L, nastavljeni v sredini kompostne mase
A 2*: Temperaturni merilci T-gumbek 22L, nastavljeni na dnu kompostne mase



Slika 39: Prikaz temperature v kompostnem reaktorju B
B 1*: Temperaturni merilci T-gumbek 22L, nastavljeni v sredini kompostne mase
B 2*: Temperaturni merilci T-gumbek 22L, nastavljeni na dnu kompostne mase

4.2.3.1 Vsebnost vlage

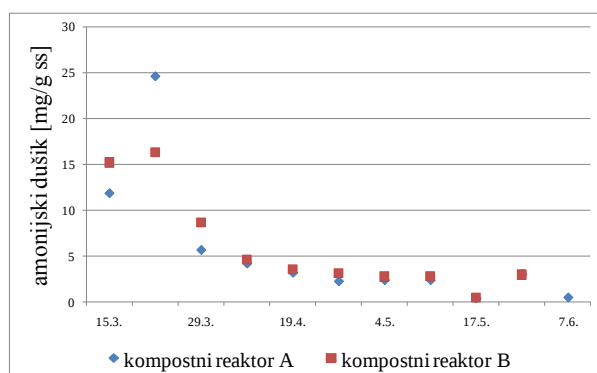
Slika 40 prikazuje spreminjanje vsebnosti vlage v kompostnem reaktorju A in v kompostnem reaktorju B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011. Najnižja vsebnost vlage v kompostnem reaktorju A je bila izmerjena na dan 4. 5. 2011, z vrednostjo 85,5 %. Na isti dan kot za kompostni reaktor A, je bila izmerjena najnižja vsebnost vlage tudi v kompostnem reaktorju B (84,2 %). Najvišja vsebnost vlage je bila v kompostnem reaktorju A izmerjena na dan 22. 3. 2011 in v kompostnem reaktorju B na dan 29. 3. 2011. Za kompostni reaktor A je bila ta vrednost 87,3 % in za kompostni reaktor B 86,7 %.



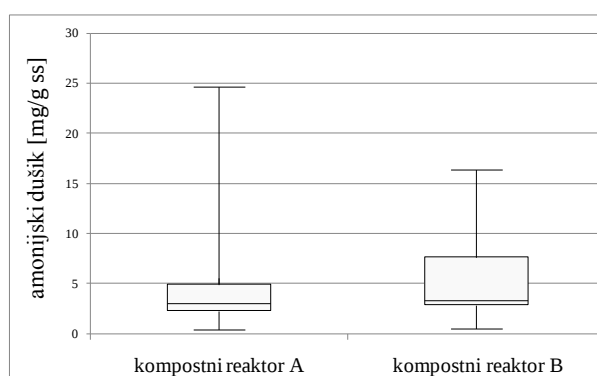
Slika 40: Prikaz izmerjene vsebnosti vlage kompostnega reaktorja A in B

4.2.3.2 Amonijski dušik

Na sliki 41 je prikazana izmerjena koncentracija amonijskega dušika v kompostnih reaktorjih A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011. Najvišje vrednosti za oba kompostna reaktorja so bile izmerjene v prvih tednih merjenja. Najvišji vrednosti za oba kompostna reaktorja sta bili izmerjeni na dan 22. 3. 2011; za kompostni reaktor A je ta vrednost znašala 24,6 mg/g ss in za kompostni reaktor B 16,4 mg/g ss amonijskega dušika. Po 25. 4. 2011 izmerjene vrednosti koncentracije amonijskega dušika v kompostnem reaktorju A in B več niso presegle vrednosti 3 mg/g ss amonijskega dušika. Na sliki 42 je prikaz izmerjene koncentracije amonijskega dušika v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom. S slike je razviden velik razpon vrednosti za oba kompostna reaktorja, za reaktor A je bil razpon vrednosti med 0,5 mg/g ss in 21,6 mg/g ss, za B je bil razpon vrednosti med 0,4 mg/g ss in 24,6 mg/g ss. Mediana za kompostni reaktor A je znašala 3,0 mg/g ss in za kompostni reaktor B 3,4 mg/g ss.



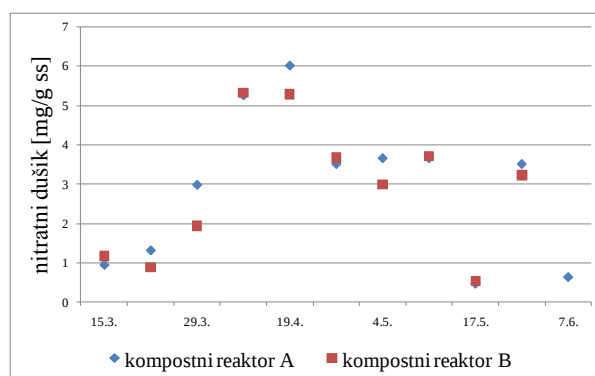
Slika 41: Prikaz izmerjenih koncentracij amonijskega dušika v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011



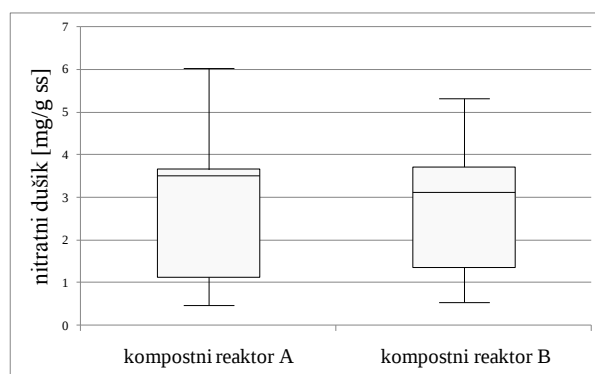
Slika 42: Prikaz izmerjenih koncentracij amonijskega dušika v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom

4.2.3.3 Nitratni dušik

Koncentracije nitratnega dušika, izmerjene v kompostnem reaktorju A in B med 15. 3. 2011 in 7. 6. 2011, so prikazane na sliki 43. S slike je razvidno, da so bile najvišje vrednosti za oba kompostna reaktorja izmerjene 5. 4. 2011 in 19. 4. 2011. Najvišji izmerjeni vrednosti v kompostnem reaktorju A sta bili 5,4 mg/g ss (5. 4. 2011) in 6,02 mg/g ss (19. 4. 2011). Najvišji izmerjeni vrednosti nitratnega dušika v kompostnem reaktorju B pa sta bili 5,3 mg/g ss (5. 4. 2011) in 5,3 mg/g ss (19. 4. 2011). Najnižji vrednosti sta bili za oba kompostna reaktorja izmerjeni na dan 17. 5. 2011; za kompostni reaktor A je ta vrednost znašala 0,46 mg/g ss in za kompostni reaktor B 0,5 mg/g ss. Z boxplot diagrama na sliki 44 je razviden velik razpon vrednosti za oba kompostna reaktorja. Podobno kot pri prejšnjem kemijskem parametru, se tudi tukaj mediani nista očitno razlikovali; za kompostni reaktor A je mediana znašala 3,5 mg/g ss in za kompostni reaktor B 3,1 mg/g ss. Srednja polovica podatkov je bila razporejena za kompostni reaktor A med 1,1 mg/g ss in 3,7 mg/g ss in za kompostni reaktor B med 1,4 mg/g ss in 3,7 mg/g ss.



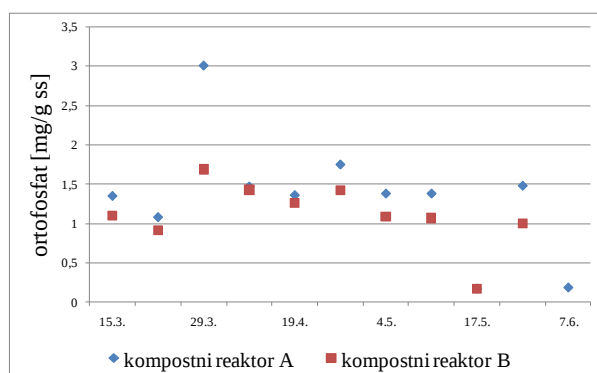
Slika 43: Prikaz izmerjenih koncentracij nitratnega dušika v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011



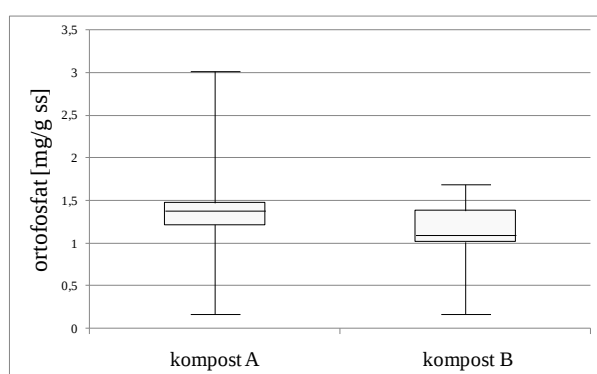
Slika 44: Prikaz izmerjenih koncentracij nitratnega dušika v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom

4.2.3.4 Ortofosfat

Slika 45 prikazuje izmerjene koncentracije ortofosfata v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011. Najvišji vrednosti za oba kompostna reaktorja sta bili izmerjeni 29. 3. 2011; vrednost je za kompostni reaktor A znašala 3,0 mg/g ss in za kompostni reaktor B 1,7 mg/g ss. Najnižja vrednost je bila za kompostni reaktor A izmerjena 7. 6. 2011 (0,2 mg/g ss) in za kompostni reaktor B 17. 5. 2011 (0,2 mg/g ss). Z izjemo največje in najmanjše izmerjene vrednosti koncentracije ortofosfata so bile ostale vrednosti za oba kompostna reaktorja med 0,9 mg/g in 1,8 mg/g. Slika 46 prikazuje izmerjene koncentracije ortofosfata v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom. S slike je razviden razpon vrednosti za kompostni reaktor A med 0,2 mg/g ss in 3,0 mg/g ss in za kompostni reaktor B med 0,2 mg/g ss in 1,7 mg/g ss. Porazdelitev srednje polovice podatkov je bila za kompostni reaktor A med 1,2 mg/g in 1,5 mg/g in za kompostni reaktor B med 1,0 mg/g in 1,4 mg/g.



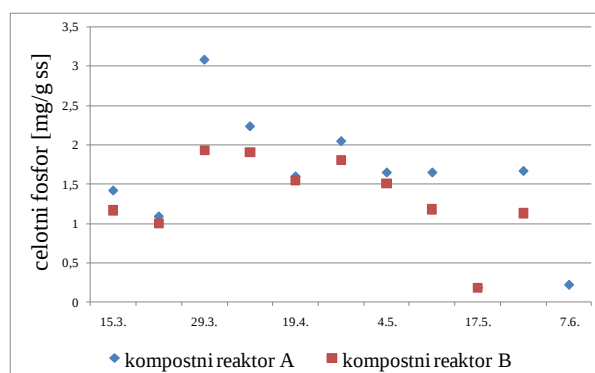
Slika 45: Prikaz izmerjenih koncentracij ortofosfata v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011



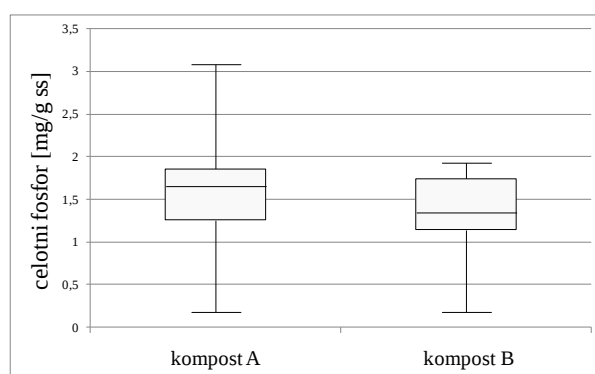
Slika 46: Prikaz izmerjenih koncentracij ortofosfata v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom

4.2.3.5 Celotni fosfor

Na sliki 47 je prikaz izmerjenih koncentracij celotnega fosforja v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011. Najvišja vrednost celotnega fosforja je bila izmerjena na dan 29. 3. 2011, za oba kompostna reaktorja. Za kompostni reaktor A je ta vrednost znašala 3,1 mg/g ss in za kompostni reaktor B 1,9 mg/g ss. Oblika raztresenega grafikona je očitno podobna grafikonu na sliki 45. Na sliki 48 so podatki za kompostni reaktor A in B prikazani z boxplot diagramom. Razpon podatkov za kompostni reaktor A je bil med 0,2 mg/g ss in 3,1 mg/g ss in razpon podatkov za kompostni reaktor B med 0,2 mg/g ss in 1,9 mg/g ss. Srednja polovica podatkov je bila za kompostni reaktor A razporejena med 1,3 mg/g ss in 1,9 mg/g ss, srednja polovica podatkov za kompostni reaktor B pa je bila med 1,1 mg/g ss in 1,8 mg/g ss. Mediana za kompostni reaktor A je znašala 1,7 mg/g ss in za B 1,4 mg/g ss.



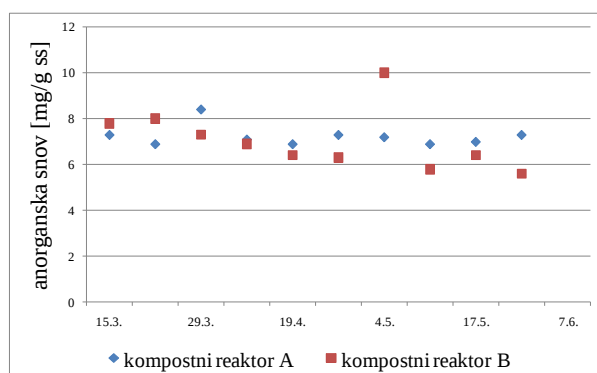
Slika 47: Prikaz izmerjenih koncentracij celotnega fosforja v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011



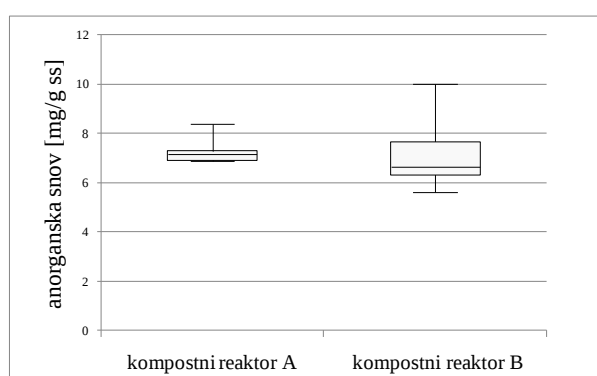
Slika 48: Prikaz izmerjenih koncentracij celotnega fosforja v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom

4.2.3.6 Anorganska snov

Slika 49 prikazuje izmerjene koncentracije anorganske snovi v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011. Najvišja prikazana vrednost je bila na dan 4. 5. 2011 (10,0 mg/g ss) v kompostnem reaktorju B in najnižja prikazana vrednost je bila na dan 24. 5. 2011, ravno tako v kompostnem reaktorju B (5,6 mg/g ss). Na sliki 50 je koncentracija anorganskih snovi prikazana z boxplot diagramom. Iz grafa je razviden večji razpon podatkov za kompostni reaktor B (5,6 mg/g ss do 10,0 mg/g ss), v primerjavi s kompostnim reaktorjem A, kjer je razpon manjši (6,1 mg/g ss do 8,4 mg/g ss). Meje srednje polovice podatkov kompostnega reaktorja A so bile 6,9 mg/g ss in 7,3 mg/g ss. Za kompostni reaktor B so bile meje srednje polovice podatkov bolj oddaljene kot pri kompostnem reaktorju A in so bile od 6,3 mg/g ss do 7,7 mg/g ss. Mediana za kompostni reaktor A je znašala 7,2 mg/g ss in za B 6,7 mg/g ss.



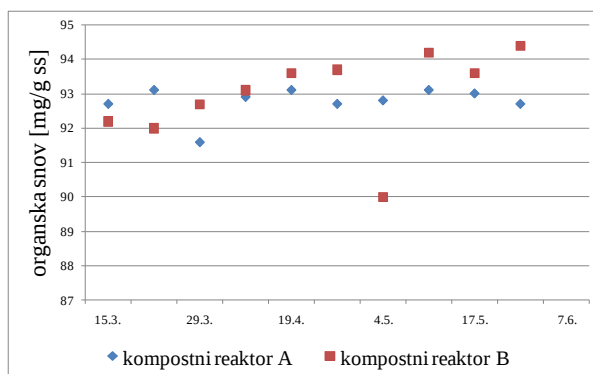
Slika 49: Prikaz izmerjenih koncentracij anorganske snovi v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011



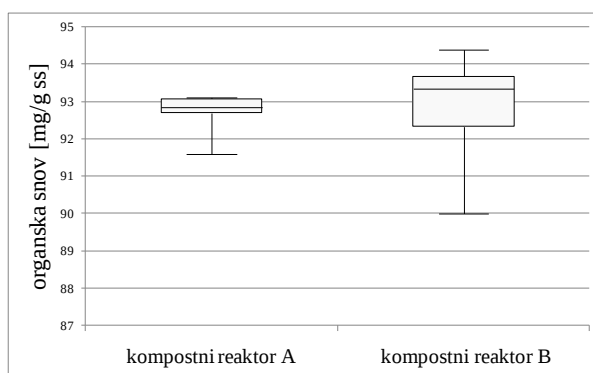
Slika 50: Prikaz izmerjenih koncentracij anorganske snovi v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom

4.2.3.7 Organska snov

Na sliki 51 so prikazane izmerjene koncentracije organske snovi v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011. Vse vrednosti se gibljejo med 91 mg/g ss in 95 mg/g ss, z izjemo na dan 4. 5. 2011, ko je bila za kompostni reaktor B zabeležena najnižja vrednost 90,0 mg/g ss. Slika 52 prikazuje izmerjene koncentracije organske snovi v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom. Iz slike je razviden večji razpon podatkov za kompostni reaktor B (90,0 mg/g ss do 94,4 mg/g ss), v primerjavi s kompostnim reaktorjem A, kjer je razpon manjši (91,6 mg/g ss do 93,1 mg/g ss). Razmik med mejama srednje polovice podatkov je bil za kompostni reaktor B večji kot za kompostni reaktor A. Za kompostni reaktor A je bila srednja polovica podatkov razporejena med 92,7 mg/gg ss in 93,1 mg/g ss in za kompostni reaktor B med 92,3 mg/g ss in 93,7 mg/g ss. Mediana za kompostni reaktor A je znašala 92,9 mg/g ss in za B 93,4 mg/g ss.



Slika 51: Prikaz izmerjene koncentracije organske snovi v kompostnem reaktorju A in B od 15. 3. 2011 do 7. 6. 2011



Slika 52: Prikaz izmerjene koncentracije organske snovi v kompostnem reaktorju A in B z boxplot diagramom

4.2.4 Modul za sivo vodo

V preglednici 7 so prikazani rezultati meritev in analiz, opravljenih na modulu za sivo vodo (RČN), in mejne vrednosti parametrov, določene z Uredbo o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz malih komunalnih čistilnih naprav (Ur. l. RS, št. 98/2007) in Uredbo o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo (Ur. l. RS, št. 47/2005). Rezultati terenskih meritev in rezultati laboratorijskih analiz so podani s povprečno vrednostjo s standardnim odklonom in z razponom vrednosti za vsak izmerjeni parameter posebej.

Preglednica 7: Rezultati terenskih meritev in kemijskih parametrov na modulu za sivo vodo in mejne vrednosti dovoljenih emisij, določene z Ur. l. RS, št. 47/05 in Ur. l. RS, št. 98/07

Parametri	Dotok na RČN		Iztok iz RČN		Uradni list RS, št. 47/2005*	Uradni list RS, št. 30/2010**
	Povprečje	Razpon	Povprečje	Razpon		
Temperatura [°C]	22,7 ± 1,3	21,5 - 24,0	22,6 ± 1,4	21,5 - 24,7	-	-
pH	7,5 ± 0,7	6,9 - 8,5	7,6 ± 0,2	7,33 - 7,8	6,5 - 9,0	-
Raztopljen kisik [mg/L]	0,9 ± 0,8	0,1 - 1,8	1,2 ± 1,0	0,3 - 2,5	-	-
El. Prevodnost [mS/cm]	1,9 ± 0,8	1,2 - 2,9	0,8 ± 0,1	0,7 - 0,9	-	-
Suspendirane snovi [mg/L]	147,5 ± 104,1	40,0 - 275,0	156,7 ± 208,9	5,0 - 395,0	80	-
Amonijev dušik [mg/L]	127,5 ± 45,6	80,0 - 185,0	33,0 ± 36,2	5,0 - 85,0	10	-
Nitritni dušik [mg/L]	0,5 ± 0,5	0,2 - 1,2	0,3 ± 0,2	0,1 - 0,5	1	-
Nitratni dušik [mg/L]	31,1 ± 29,5	5,5 - 61,0	7,3 ± 5,6	2,0 - 15,0	25	-
Ortofosfat [mg/L]	50,0 ± 30,3	25,0 - 92,0	17,0 ± 12,9	4,0 - 34,0	-	-
Celotni fosfor [mg/L]	65,0 ± 30,7	38,0 - 95,0	23,0 ± 10,1	16,0 - 38,0	2	-
KPK [mg/L]	411,5 ± 71,6	340,0 - 505,0	88,8 ± 56,8	46,0 - 172,0	120	150
BPK ₅ [mg/L]	357,3 ± 189,3	195,0 - 630,0	41,0 ± 12,8	25,0 - 56,0	25	30

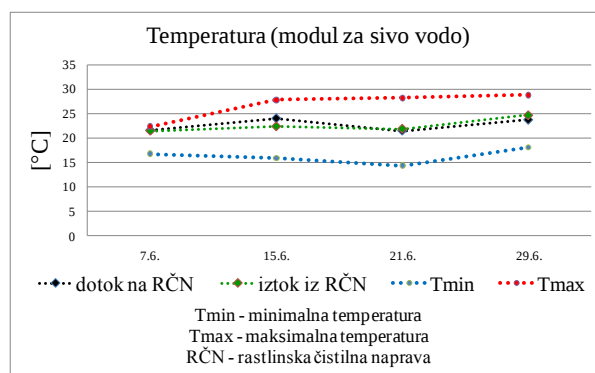
*Mejne vrednosti dovoljenih emisij, določene z Uredbo o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo (Ur. l. RS, št. 47/05)

**Mejne vrednosti dovoljenih emisij, določene z Uredbo o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz malih komunalnih čistilnih naprav (Ur. l. RS, št. 98/07)

S primerjavo rezultatov povprečnih vrednosti na iztoku iz RČN in mejnih vrednosti dovoljenih emisij parametrov, določenih v Uradnem listu RS št. 47/2005 (preglednica 7), lahko opazimo, da vrednosti za suspendirane snovi, amonijski dušik, celotni fosfor in BPK₅ presegajo mejne vrednosti dovoljenih emisij. Za KPK je bila povprečna izmerjena vrednost na iztoku manjša od mejne vrednosti emisij, določene z Uredbo o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo, kar ravno tako velja za nitritni dušik, nitratni dušik in pH. Po Uredbi o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz malih komunalnih čistilnih naprav (Ur. l. RS, št. 98/2007) vrednosti za prametra KPK in BPK₅ na izpustu iz RČN presegata mejne vrednosti emisij, določene po tej uredbi.

4.2.4.1 Temperatura

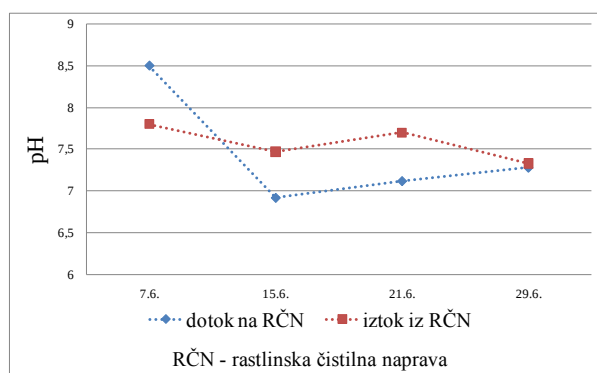
Slika 53 prikazuje temperature, izmerjene na dotoku na RČN in na iztoku iz RČN od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011. Na sliki sta prikazani tudi najvišja in najnižja dosežena dnevna temperatura v KPSS na dan vzorčenja. Iz slike je razvidno, da se temperatura na dotoku ni očitno razlikovala od temperature na iztoku. Izmerjene temperature na dotoku ali iztoku iz RČN niso presegle dnevnega maksimuma temperature zraka v KPSS.



Slika 53 Prikaz izmerjene temperature na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in na iztoku iz rastlinske čistilne naprave ter minimalna in maksimalna dnevna temperatura v Krajinskem parku Sečoveljske soline

4.2.4.2 pH

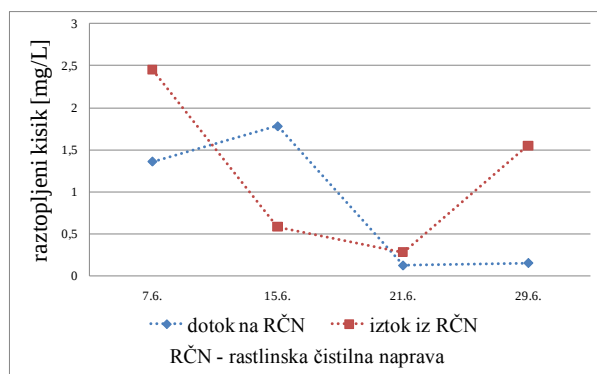
Slika 54 prikazuje vrednosti izmerjenega pH na dotoku na RČN in na iztoku iz RČN od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011. Najvišji pH z vrednostjo 8,5 pH je bil izmerjen na dan 7. 6. 2011 na dotoku na RČN. Ravno tako je bila najnižja izmerjena vrednost, 6,9 pH, izmerjena na dotoku na RČN, na dan 15. 6. 2011. Na iztoku iz RČN je vrednost pH nihala, najvišja izmerjena vrednost je bila 7,8 pH in najnižja 7,3 pH.



Slika 54: Prikaz izmerjenega pH sive vode na dotoku na RČN in na iztoku iz RČN

4.2.4.3 Raztopljeni kisik

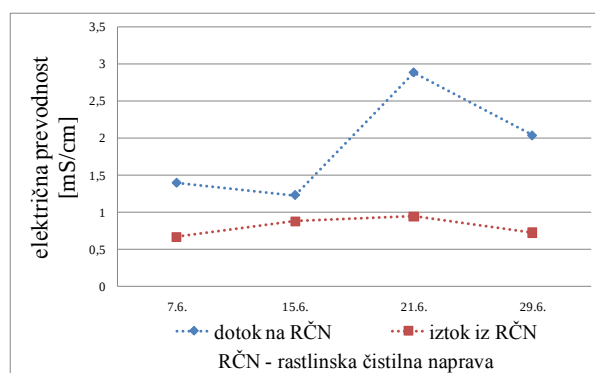
Spreminjanje koncentracije raztopljenega kisika na dotoku in iztoku iz RČN od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011 prikazuje slika 55. S slike je razvidno, da sta bili najvišji koncentraciji raztopljenega kisika na iztoku iz RČN izmerjeni na dan 7. 6. 2011 (2,5 g/L) in 29. 6. 2011 (1,6 g/L). Najnižji koncentraciji raztopljenega kisika na iztoku iz RČN sta bili izmerjeni na dan 15. 6. 2011 (0,1 mg/L) in 21. 6. 2011 (0,2 mg/L). Na dotoku na RČN je bila izmerjena najvišja koncentracija raztopljenega kisika na dan 15. 6. 2011 (1,8 mg/L), na dan 21. 6. 2011 pa je bila izmerjena najnižja koncentracija raztopljenega kisika (0,1 mg/L).



Slika 55: Prikaz izmerjene koncentracije raztopljenega kisika v sivi vodi na dotoku na RČN in na iztoku iz RČN

4.2.4.4 Specifična električna prevodnost

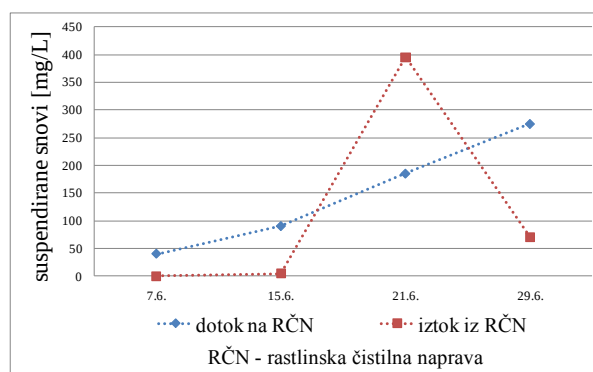
Slika 56 prikazuje izmerjene specifične električne prevodnosti od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011. S slike je razvidno, da izmerjena specifična električna prevodnost na iztoku iz RČN na noben dan ni presegla vrednosti 1 mS/cm. Na dotoku na RČN je bila najvišja specifična električna prevodnost z vrednostjo 2,1 mS/cm izmerjena na dan 21. 6. 2011. Na dotoku na RČN noben dan ni bila izmerjena specifična električna prevodnost, nižja od 1 mS/cm.



Slika 56: Prikaz izmerjene specifične električne prevodnosti sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave

4.2.4.5 Suspendirane snovi

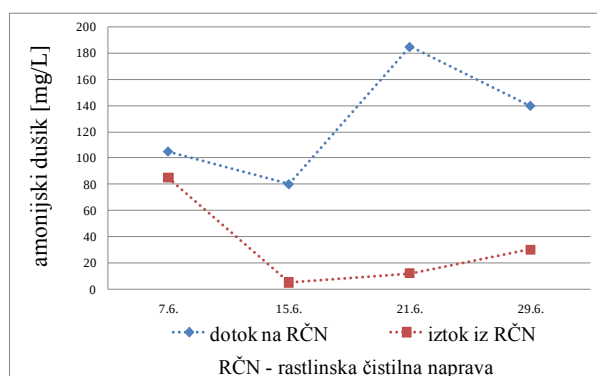
Na sliki 57 je prikazana izmerjena koncentracija suspendiranih snovi na dotoku in iztoku iz RČN od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011. Pri dotoku na RČN lahko opazimo skoraj linearno naraščanje izmerjenih vrednosti, z najnižjo izmerjeno vrednostjo na dan 7. 6. 2011 (40 mg/L). Ravno tako je bila najnižja vrednost na iztoku iz RČN izmerjena na dan 7. 6. 2011 (<10 mg/L). Najvišja koncentracija suspendiranih snovi na iztoku iz RČN z vrednostjo 395 mg/L je bila izmerjena na dan 21. 6. 2011.



Slika 57: Prikaz izmerjene koncentracije suspendiranih snovi sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave

4.2.4.6 Amonijski dušik

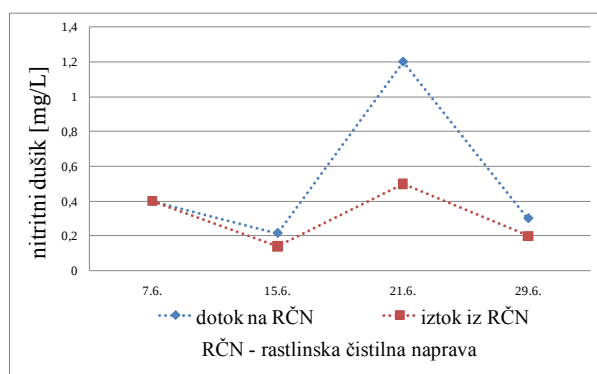
Slika 58 prikazuje izmerjene koncentracije amonijskega dušika na dotoku in iztoku iz RČN od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011. S slike je razvidno, da so bile izmerjene koncentracije amonijskega dušika na iztoku iz RČN nižje kot na dotoku na RČN. Razpon vrednosti na dotoku na RČN je bil med 80 mg/L in 185 mg/L, na iztoku iz RČN pa med 5 mg/L in 85 mg/L.



Slika 58: Prikaz izmerjene koncentracije amonijskega dušika sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave

4.2.4.7 Nitritni dušik

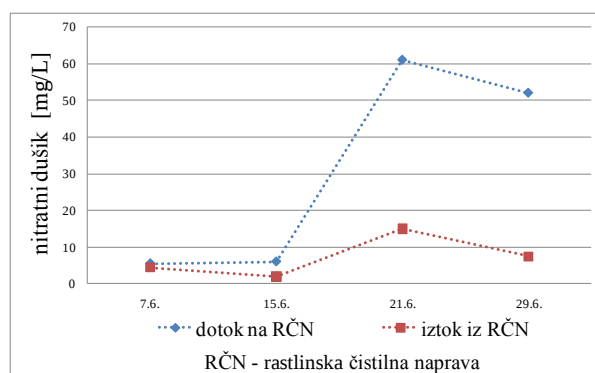
Na sliki 59 je prikazana izmerjena koncentracija nitritnega dušika na dotoku na RČN in iztoku iz RČN od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011. Na sliki 59 lahko opazimo razpon vrednosti nitritnega dušika na dotoku na RČN med 0,3 mg/L in 1,2 mg/L in razpon vrednosti na iztoku iz RČN med 0,1 mg/L in 0,5 mg/L. Najvišji vrednosti nitritnega dušika na dotoku in na iztoku iz RČN sta bili izmerjeni na dan 21. 6. 2011.



Slika 59: Prikaz izmerjene koncentracije nitritnega dušika sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave

4.2.4.8 Nitratni dušik

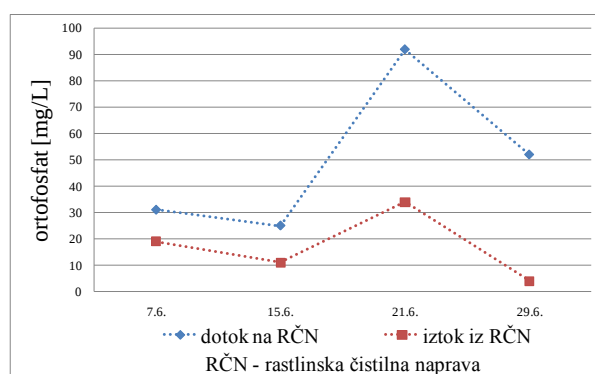
Na sliki 60 je prikazana izmerjena koncentracija nitratnega dušika na dotoku na RČN in iztoku iz RČN od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011. Razpon vrednosti nitratnega dušika na dotoku na RČN je bil med 5,5 mg/L in 61,0 mg/L in na iztoku iz RČN med 2,0 mg/L in 15 mg/L. Ravno tako kot pri parametru nitritni dušik, so bile najvišje vrednosti nitratnega dušika izmerjene na dan 21. 6. 2011 (za dotok in za iztok iz RČN).



Slika 60: Prikaz izmerjene koncentracije nitratnega dušika sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave

4.2.4.9 Ortofosfat

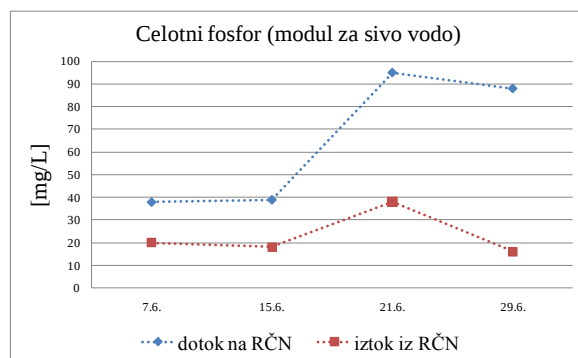
Na sliki 61 je prikazana koncentracija ortofosfata, izmerjena na dotoku in iztoku iz RČN med 7. 6. 2011 in 29. 6. 2011. S slike je razvidno, da so bile izmerjene vrednosti na iztoku nižje od izmerjenih vrednosti na dotoku na RČN. Razpon vrednosti na dotoku na RČN je bil med 25 mg/L in 92 mg/L in na iztoku iz RČN med 4 mg/L in 34 mg/L. Najvišja vrednost na dotoku in iztoku iz RČN je bila izmerjena na dan 21. 6. 2011.



Slika 61: Prikaz izmerjene koncentracije ortofosfata sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave

4.2.4.10 Celotni fosfor

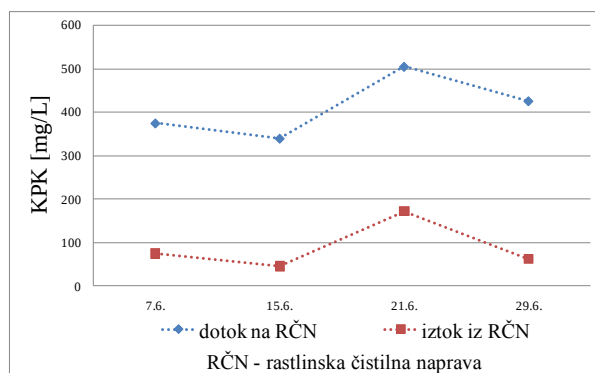
Na sliki 62 je prikazana izmerjena koncentracija celotnega fosforja na dotoku in iztoku iz RČN od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011. S slike je razvidno, da so bile vrednosti, izmerjene na iztoku, nižje od vrednosti, izmerjenih na dotoku. Razpon vrednosti je bil na dotoku na RČN med 38 mg/L in 95 mg/L in razpon vrednosti na iztoku iz RČN med 16 mg/L in 38 mg/L. Najvišja vrednost na dotoku in iztoku iz RČN je bila izmerjena na dan 21. 6. 2011.



Slika 62: Prikaz izmerjene koncentracije celotnega fosforja sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave

4.2.4.11 Kemijska potreba po kisiku – KPK

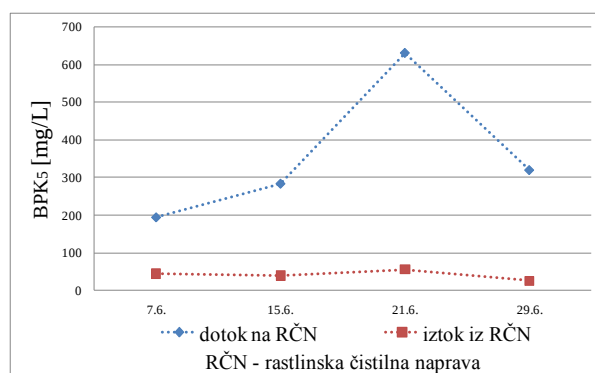
Na sliki 63 so prikazane izmerjene vrednosti KPK na dotoku in iztoku iz RČN, od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011. S slike je razvidno, da so bile na iztoku iz RČN izmerjene nižje vrednosti kot na dotoku na RČN. Razpon vrednosti za dotok na RČN je bil med 340 mg/L in 505 mg/L in razpon vrednosti na iztoku iz RČN med 46 mg/L in 172 mg/L. Najvišja vrednost na dotoku in iztoku iz RČN je bila izmerjena na dan 21. 6. 2011.



Slika 63: Prikaz izmerjenih vrednosti kemijske potrebe po kisiku sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave

4.2.4.12 Biokemijska potreba po kisiku – BPK₅

Vrednosti BPK₅, izmerjene na dotoku in iztoku iz RČN od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011, prikazuje slika 64. S slike je razvidno, da so bile na iztoku iz RČN izmerjene nižje vrednosti BPK₅ kot na dotoku na RČN. Razpon vrednosti za dotok na RČN je bil med 195 mg/L in 630 g/L in za iztok iz RČN med 25 mg/l in 56 mg/L. Ravno tako kot za parametre ortofosfat, celotni fosfor, nitrit, nitrat in KPK, je bila na dan 21. 6. 2011 izmerjena tudi najvišja vrednost BPK₅.



Slika 64: Prikaz izmerjenih vrednosti biokemijske potrebe po kisiku sive vode na dotoku na rastlinsko čistilno napravo in iztoku iz rastlinske čistilne naprave

4.2.4.13 Učinkovitost čiščenja sive vode

Učinkovitost čiščenja sive vode je preračunana med dotokom na RČN in iztokom iz RČN, izražena je v odstotkih, za vsak kemijski parameter posebej. Rezultati preračunane učinkovitosti čiščenja so podani v preglednici 8.

Preglednica 8: Preračunana dosežena učinkovitost čiščenja sive vode med dotokom in iztokom iz rastlinske čistilne naprave, glede na različne kemijske parametre

Parametri	Dosežena učinkovitost [%]
Suspendirane snovi	82
Amonijski dušik	71
Nitritni dušik	32
Nitratni dušik	61
Ortofosfat	63
Celotni fosfor	61
KPK	79
BPK ₅	87

4.3 REZULTATI MIKROBIOLOŠKIH ANALIZ

4.3.1 Modul za črno vodo

Na modulu za črno vodo smo izvedli mikrobiološke analize vzorcev, odvzetih iz dotoka na šotna filtra, iztoka iz šotnih filtrov in iz biofiltra. Rezultati mikrobioloških analiz so podani v preglednici 9.

Preglednica 9: Rezultati mikrobioloških analiz modula za črno vodo

Mikrobiološki parametri	Dotok na šotna filtra	Iztok iz šotnih filtrov	Biofilter
Celokupno število bakterij [MPN/mL]	5,00E+06	2,05E+08	3,00E+05
Koliformne bakterije [MPN/mL]	6,75E+05	1,00E+07	3,00E+04
Fekalni enterokoki [MPN/mL]	7,50E+04	5,34E+06	3,00E+05
<i>Staphylococcus</i> [MPN/mL]	9,00E+01	6,00E+01	1,30E+02
<i>Escherichia coli</i>	prisotna	0	0

Iz preglednice 9 je razvidno, da je bilo najvišje določeno celokupno število bakterij na iztoku iz šotnih filtrov. Tudi najvišje število koliformnih bakterij in fekalnih enterokokov je bilo določeno na iztoku iz šotnih filtrov. *Staphylococcus* je bil, za razliko od bakterije *Escherichia coli*, prisoten na vseh podenotah modula za črno vodo. *Escherichia coli* je bila prisotna samo v vzorcih, odvzetih iz dotoka na šotna filtra.

4.3.1.1 Učinkovitost čiščenja

V preglednici 10 so predstavljeni rezultati dosežene učinkovitosti čiščenja črne vode po posameznih mikrobioloških parametrih. Rezultati vsebujejo preračunane vrednosti med dotokom na šotna filtra in biofiltrom, vrednosti so izražene z odstotkom.

Preglednica 10: Preračunana dosežena učinkovitost čiščenja črne vode med dotokom na šotna filtra in biofiltrom, glede na mikrobiološke parametre

Mikrobiološki parametri	Dosežena učinkovitost (%)
Celokupno število bakterij	94
Koliformne bakterije	96
Fekalni enterokoki	-100
<i>Staphylococcus</i>	-44
<i>Escherichia coli</i>	100

Učinkovitost čiščenja je bila 100 % samo za *Escherichia coli*, ta je bila prisotna le v vzorcih, odvzetih iz dotoka na šotna filtra, v ostalih vzorcih, odvzetih iz posameznih podenot modula za črno vodo, pa se več ni pojavila. Negativni predznak pri doseženi učinkovitosti čiščenja za mikrobiološka parametra fekalni enterokoki in *Staphylococcus* je posledica višje vrednosti posameznega parametra v biofiltru kot na dotoku na šotna filtra.

4.3.2 Evaporacijski modul

Na dan 21. 6. 2011 je bil za mikrobiološke analize odvzet vzorec iz solarnega uparjevalnika. Rezultati so predstavljeni v preglednici 11.

Preglednica 11: Rezultati mikrobioloških analiz evaporacijskega modula

Mikrobiološki parametri	Solami evaporizator
Celokupno število bakterij [MPN/mL]	6000
Koliformne bakterije [MPN/mL]	<10
Fekalni enterokoki [MPN/mL]	1100
<i>Staphylococcus</i> [MPN/mL]	1
<i>Escherichia coli</i>	-

V primerjavi z rezultati mikrobioloških analiz modula za črno vodo in evaporacijskega modula lahko opazimo, da so vrednosti za celokupno število bakterij, koliformne bakterije, fekalne enterokoke in bakterijo *Staphylococcus* nižje. *Escherichia coli* v vzorcu iz solarnega uparjevalnika ni bila prisotna.

4.3.2.1 Učinkovitost čiščenja

V preglednici 12 so predstavljeni rezultati preračunane dosežene učinkovitosti čiščenja črne vode med dotokom na šotna filtra in solarnim uparjevalnikom za posamezne mikrobiološke parametre.

Preglednica 12: Preračunana dosežena učinkovitost čiščenja črne vode med dotokom na šotna filtra in solarnim uparjevalnikom, glede na mikrobiološke parametre

Mikrobiološki parametri	Dosežena učinkovitost (%)
Celokupno število bakterij	98
Koliformne bakterije	99,97
Fekalni enterokoki	99,6
<i>Staphylococcus</i>	99,2
<i>Escherichia coli</i>	-

Iz preglednice 12 je razvidna visoka stopnja dosežene učinkovitosti čiščenja. Najnižja učinkovitost čiščenja, 98 odstotkov, je bila dosežena za mikrobiološki parameter celokupno število bakterij.

4.3.3 Modul za sivo vodo

Na modulu za sivo vodo so bile izvedene mikrobiološke analize vzorcev, odvzetih iz dotoka na RČN in iztoka iz RČN. Rezultati mikrobioloških analiz so predstavljeni v preglednici 13.

Preglednica 13: Rezultati mikrobioloških analiz modula za sivo vodo

Mikrobiološki parametri	Dotok na RČN	Iztok iz RČN
Celokupno število bakterij [MPN/mL]	3,00E+05	4,25E+04
Koliformne bakterije [MPN/mL]	1,50E+05	3,60E+03
Fekalni enterokoki [MPN/mL]	1,50E+04	4,00E+01
<i>Staphylococcus</i> [MPN/mL]	1,50E+02	4,50E+01
<i>Escherichia coli</i>	-	-

Iz preglednice 13 je razvidno, da je bilo celotno število bakterij, število koliformnih bakterij, fekalnih enterokokov in *Staphylococcus* višje na dotoku na RČN kot na iztoku iz RČN. Na dotoku in iztoku iz RČN *Escherichia coli* ni bila prisotna.

4.3.3.1 Učinkovitost čiščenja

V preglednici 14 so predstavljeni rezultati dosežene učinkovitosti čiščenja sive vode za posamezne mikrobiološke parametre. Rezultati vsebujejo preračunane vrednosti, izražene z odstotkom, med dotokom na RČN in iztokom iz RČN.

Preglednica 14: Preračunana dosežena učinkovitost čiščenja sive vode med dotokom in iztokom iz rastlinske čistilne naprave, glede na mikrobiološke parametre

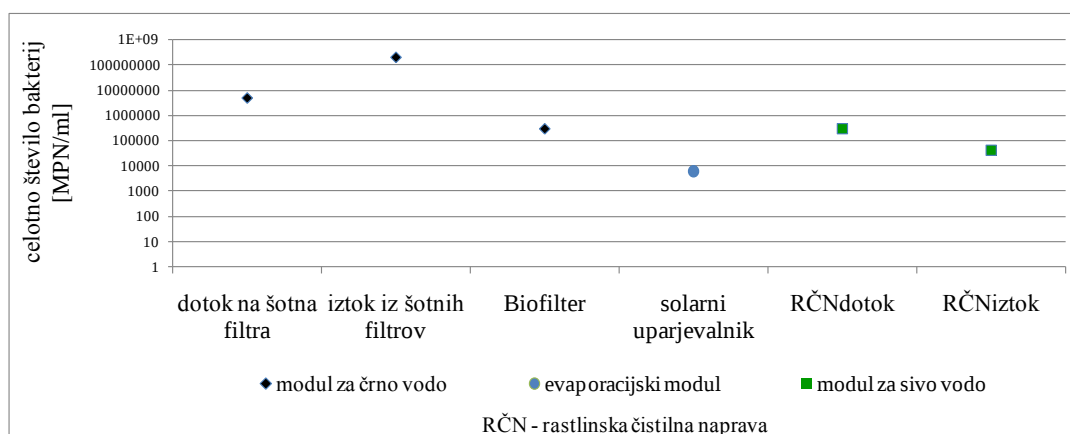
Mikrobiološki parametri	Dosežena učinkovitost [%]
Celokupno število bakterij	86
Koliformne bakterije	98
Fekalni enterokoki	99
<i>Staphylococcus</i>	70
<i>Escherichia coli</i>	-

Iz preglednice 14 je razvidno, da je bila najvišja učinkovitost čiščenja v višini 99 % dosežena za mikrobiološki parameter fekalni enterokoki. Za parameter celokupno število bakterij je bila dosežena učinkovitost čiščenja 86 %, za parameter *Staphylococcus* pa 70 %.

4.3.4 Mikrobiološki parametri v celotnem prototipu Sanbox

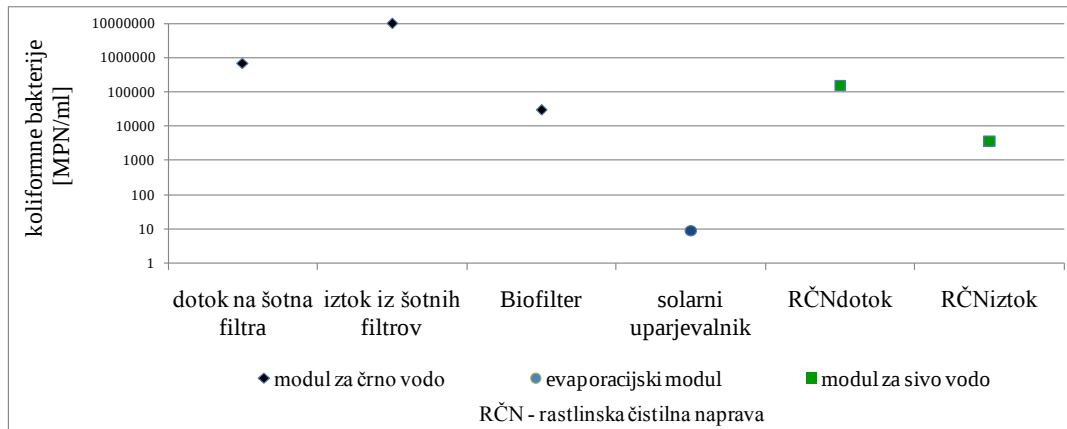
Rezultati analiz mikrobioloških parametrov so podani na slikah 65–68 za vsak mikrobiološki parameter posebej. Rezultati mikrobioloških analiz niso deljeni na modul za črno vodo, evaporacijski modul in modul za sivo vodo, temveč so podani skupaj.

Slika 65 prikazuje celotno število bakterij na dotoku in iztoku iz šotnih filtrov, v biofiltru, solarnem uparjevalniku ter na dotoku in iztoku iz RČN. Kot je že razvidno iz preglednice 9, je bilo najvišje celotno število bakterij določeno na iztoku iz šotnih filtrov. Najnižje celotno število bakterij je bilo določeno v solarnem uparjevalniku. Na modulu za sivo vodo je bilo na iztoku iz RČN določeno nižje celotno število bakterij kot na dotoku na RČN.



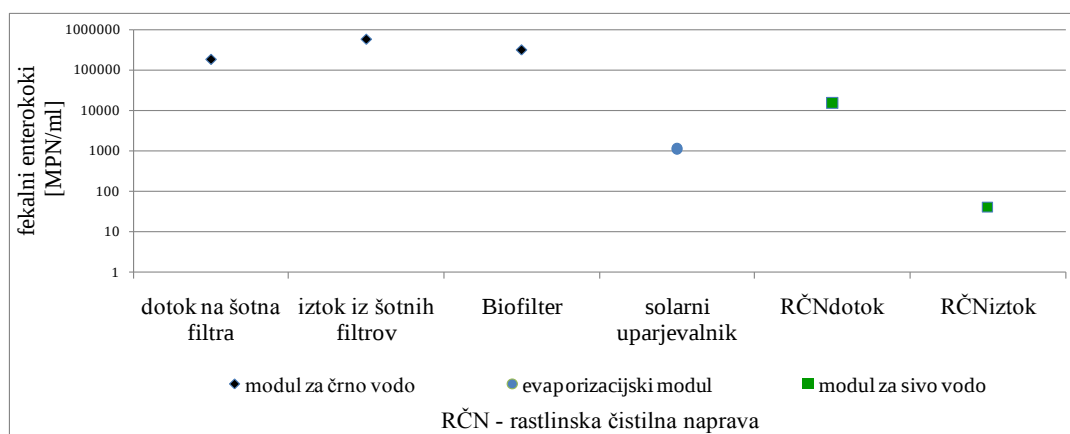
Slika 65: Prikaz celotnega števila bakterij na posameznih podenotah modula za črno vodo, evaporacijskega modula in modula za sivo vodo

Podobno kot prikazuje prejšnja slika, slika 66 prikazuje koncentracije koliformnih bakterij na posameznih podenotah modula za črno vodo, v solarnem uparjevalniku in na dotoku in iztoku iz RČN. Najvišja koncentracija koliformnih bakterij na modulu za črno vodo je bila na iztoku iz šotnih filtrov. V solarnem uparjevalniku je bila določena najnižja koncentracija koliformnih bakterij (9 MPN/ml). Na modulu za sivo vodo je bila na iztoku iz RČN določena nižja koncentracija koliformnih bakterij (3600 MPN/ml) kot na dotoku na RČN (150000 MPN/ml).



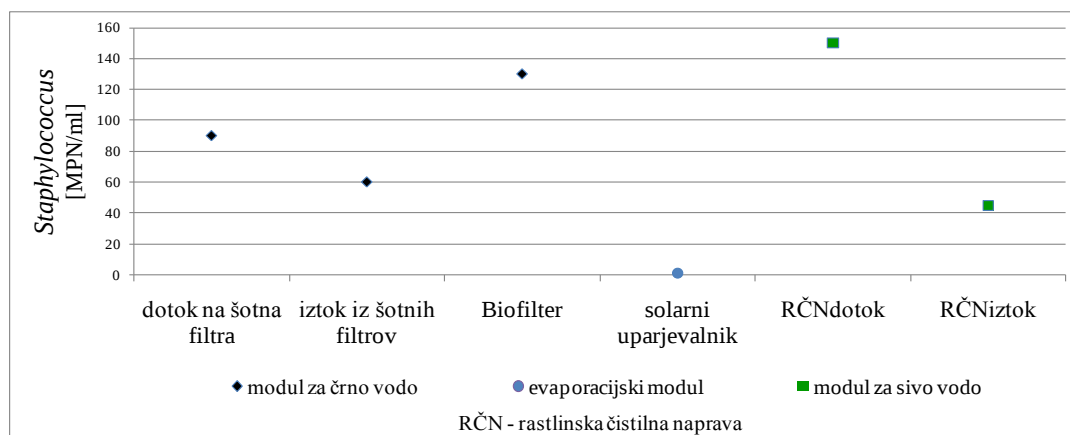
Slika 66: Prikaz koncentracije koliformnih bakterij na posameznih podenotah modula za črno vodo, evaporacijskega modula in modula za sivo vodo

Na sliki 67 je prikazana koncentracija fekalnih enterokokov na posameznih podenotah modula za črno vodo, v solarnem uparjevalniku in na dotoku in iztoku iz RČN. Najvišja koncentracija fekalnih enterokokov je bila določena na iztoku iz šotnih filtrov (550000 MPN/ml). Podobno kot pri prejšnjih mikrobioloških parametrih, je bila na iztoku iz RČN določena nižja koncentracija fekalnih enterokokov kot na dotoku na RČN.



Slika 67: Prikaz koncentracije fekalnih enterokokov na posameznih podenotah modula za črno vodo, evaporizacijskega modula in modula za sivo vodo

Slika 68 prikazuje koncentracije bakterije *Staphylococcus*, določene na posameznih podenotah modula za črno vodo, v solarnem uparjevalniku in na dotoku in iztoku iz RČN. Najvišja koncentracija je bila določena na dotoku na RČN (150 MPN/ml) in najnižja koncentracija bakterije *Staphylococcus* v solarnem uparjevalniku (1 MPN/ml). Iz slike je razvidno, da so bile koncentracije, določene na iztoku iz RČN, nižje kot na dotoku.



Slika 68: Prikaz koncentracije bakterije *Staphylococcus* na posameznih podenotah modula za črno vodo, evaporizacijskega modula in modula za sivo vodo

5 RAZPRAVA

5.1 DELOVANJE PROTOTIPA SANBOX

Spremljanje delovanja in ugotavljanje učinkovitosti čiščenja odpadne vode Sanbox prototipa je potekalo od 4. 3. 2011 do 29. 6. 2011. V tem času so se izvajale redne tedenske meritve, vzorčenja in laboratorijske analize vzorcev, odvzetih iz posameznih podenot modula za črno vodo, solarnega modula in modula za sivo vodo. Na podlagi rezultatov terenskih meritev in laboratorijskih preiskav sklepamo na procese, ki so se dogajali med obratovanjem sistema, in na učinkovitost čiščenja odpadne vode.

Celotno delovanje prototipa Sanbox je nadzoroval programabilni logični krmilnik (PLC). Zaradi tehničnih težav in reprogramiranja sistema PLC je bil na dan 24. 5. 2011 števec izplakovanj ponovno zagnan. Čeprav za dan 24. 5. 2011 podatki o številu izplakovanj niso reprezentativni, lahko sklepamo, da je bilo na ta dan število izplakovanj ravno tako visoko, kot smo pričakovali glede na visoko turistično sezono v maju.

5.1.1 Modul za črno vodo

Vzorčenje v modulu za črno vodo je potekalo na treh lokacijah (podenotah) modula. Vzorci so bili odvzeti na dotoku na šotna filtra, na iztoku iz šotnih filtrov in iz biofiltra. Kemijski dejavniki in rezultati terenskih meritev na vzorcih, odvzetih iz dotoka na šotna filtra, predstavljajo izhodiščne vrednosti za ugotavljanje delovanja in učinkovitosti čiščenja črne vode iz prototipa Sanbox.

Črna voda se je s šotnim filtrom ločila na tekočo in trdno frakcijo. Na iztoku iz šotnih filtrov so bili zajeti vzorci tekoče frakcije črne vode. Čiščenje odpadne vode s filtracijo preko šotnih filtrov je združevalo tri procese: fizično zadržanje delcev, kemijsko adsorpcijo in biološko čiščenje z mikroorganizmi. Šotna vlakna so polarna, imajo veliko površino in zelo porozno strukturo (Heufelder in Rask, 1997). Vse te lastnosti so omogočale, da je šota lahko zadrževala večje količine vode, s čimer se je daljšal zadrževalni čas odpadne vode v filtrirnem materialu, kot navajajo tudi Kandasamy in sod., 2008. Skozi šotni filter je odpadna voda v tankem filmu potovala preko površine šotnih vlaken, kjer se je nasičila s kisikom in bila izpostavljena kislemu okolju šotnega medija in mikrobni združbi, ki poseljuje šotni filter. Skladno z ugotovitvami Heufelder in Rask, 1997, predvidevamo, da je relativno konstantna vlaga v šoti omogočila preživetje mikrobne združbe, tudi če filter ni bil aktiven.

Filtraciji preko šotnega filtra je sledilo biološko čiščenje tekoče frakcije črne vode v biofiltru. Biofiltracija je eden izmed procesov čiščenja odpadne vode, ki učinkovito

odstranjujejo organsko snov iz odpadne vode. Pri čiščenju odpadne vode z biofiltracijo sta pomembna dva procesa: adsorpcija in biološka razgradnja. Proces adsorpcije je intenzivnejši v začetnih fazah delovanja, ko se mikrobi začnejo prijemati filtrirnega medija in začnejo z rastjo. Proces biološke dekompozicije pa je vezan na aktivnost mikrobne populacije. Skladno z ugotovitvami Kandasamy in sod., 2008, so v biofiltru mikrobi oksidirali organsko snov za proizvodnjo energije in porabili hranila v odpadni vodi, kar je bilo tudi ključnega pomena za njihov razvoj.

Za učinkovito čiščenje z biofiltracijo je bil ključnega pomena razvoj mikrobne združbe, ki poseljuje filtrni medij, kot navaja tudi Andersson, 2009. Na razvoj mikrobne združbe ravno tako vplivajo karakteristike filtrirnega medija, kot so npr. specifična površina, poroznost, oblika površine (Hasan in sod., 2009). Za filtrirni medij biofiltracijskega sistema prototipa Sanbox je bila zato izbrana ekspanzirana glina, med drugim tudi zaradi velike specifične površine, kar lahko omogoča visoko biološko aktivnost že v relativno majhnem volumnu. Učinkovitost čiščenja odpadne vode z uporabo ekspandirane gline kot filtrnega medija sta potrdila tudi Melin in Ødegaard (1999), ki sta za čiščenje vode z visoko vsebnostjo huminskih kislin, dosegla učinkovitost zmanjšanja KPK za 30–48 %. Tudi Smith (2009) navaja, da se je uporaba ekspandirane gline za čiščenje komunalne odpadne vode izkazala za zelo učinkovito, še posebej za zmanjšanje količine amonijaka.

Temperatura

Iz rezultatov temperature, izmerjene na posameznih podenotah modula za črno vodo, lahko sklepamo, da ni zavirala mikrobne razgradnje. Ker se med posameznimi podenotami vrednosti temperature ne razlikujejo očitno in ker skoraj linearno naraščajo, lahko predvsem sklepamo, da je temperatura naraščala zaradi naraščanja zunanje dnevne temperature. Opazen je upad temperature na modulu za črno vodo na dan 17. 5. 2011, kar se ujema z nekoliko nižjo maksimalno dnevno temperaturo, zabeleženo v Krajinskem parku Sečoveljske soline na isti dan.

pH

Povprečni pH, izmerjen na posameznih podenotah modula za črno vodo, se med podenotami ni očitno razlikoval in je znašal na dotoku na šotna filtra $8,9 \pm 0,6$, na iztoku iz šotnih filtrov $8,7 \pm 0,5$ in v biofiltru $8,7 \pm 0,3$. Vse povprečne vrednosti presegajo normalen razpon vrednosti pH za komunalno odpadno vodo, ki ga Crook in sod. (2007) definirajo med 6,5 in 8,5 pH.

Vzorci, odvzeti iz dotoka na šotna filtra, so vzorci še ne obdelane črne vode, ki se je zadrževala v zbiralniku do izpusta na šotna filtra. Rezultati analiz vzorcev, odvzetih iz

dotoka na šotna filtra, predstavljajo izhodiščne vrednosti za ugotavljanje delovanja in učinkovitosti sistema. Od začetka izvajanja meritev do 7. 6. 2011 izmerjene vrednosti pH vzorcev iz iztoka iz šotnih filtrov niso presegle vrednosti pH iz dotoka na šotna filtra. Po podatkih na embalaži je bil pH šote, ki je bila nameščena v šotnem filtru, med 5,5 pH in 6,6 pH. Šota ima zaradi prisotnosti huminskih kislin dobre ionsko-izmenjevalne sposobnosti (Viraraghavan in Kikkeri, 1988), na podlagi česar lahko sklepamo na nižji pH na iztoku iz šotnih filtrov v primerjavi s pH na dotoku na šotna filtra.

Na dan 15. 6. 2011 in 29. 6. 2011 je bil pH na dotoku na šotna filtra nižji od pH vrednosti na iztoku iz šotnih filtrov. Kljub nižjemu pH na ta dva dneva, je bil pH na dotoku na šotna filtra še vedno znotraj normalnega razpona, definiranega zgoraj. Celoten razpon pH na dotoku na šotna filtra je bil med 7,3 in 9,5, kar pa že preseže pričakovan razpon vrednosti. Pojav višjih vrednosti pH je zelo pogost za vzorce, odvzete iz komunalne odpadne vode, ker ta voda vsebuje veliko amonijaka, ki z višanjem pH postane neioniziran (Servizi in Gordon, 1986, cit. po. Elliott in sod., 2007). Višji pH je lahko tudi posledica premešanja vzorca in zmanjšane količine CO₂ (Elliott in sod., 2007).

Raztopljeni kisik

Izmerjene vrednosti raztopljenega kisika v vzorcih odpadne vode, odvzetih iz dotoka na šotna filtra in iztoka iz šotnih filtrov, se niso bistveno razlikovale in z izjemo na dan 4. 3. 2011 niso presegle vrednosti nad 2 mg/L. Izmerjene vrednosti raztopljenega kisika so bile pri vzorcih, odvzetih iz biofiltra, višje kot pri vzorcih, odvzetih iz dotoka in iztoka iz šotnih filtrov. Potrebno je omeniti, da so bili vzorci odvzeti iz biofiltra, ko je ta deloval. Vzorci so bili odvzeti v trenutku, ko je voda tekla iz razpršilne šobe, zaradi česar so bili nasičeni s kisikom.

Specifična električna prevodnost

Komunalna odpadna voda vsebuje več nabitih delcev od pitne vode, ker ljudje uživamo več soli, kot je potrebno za zadovoljitev fizioloških potreb (Mara, 2003). Glavni pozitivno nabiti ioni, ki vplivajo na električno prevodnost, so Na⁺, Ca⁺², K⁺, Mg⁺², in glavni negativno nabiti ioni so Cl⁻, SO₄⁻², CO₃⁻², HCO₃⁻. Nitrat (NO₃⁻²) in fosfat (PO₄⁻³) le malo vplivata na električno prevodnost, vendar sta zelo pomembna za biološko aktivnost (Clean water ..., 2004). V študiji o uporabi komunalne odpadne vode za izpiranje kmetijskih površin je imela odpadna voda po sekundarnem čiščenju povprečno električno prevodnost 1,063 mS/cm (Zavadil, 2009). Po FAO (1992) smernicah o uporabi odpadne vode v kmetijstvu je strogo prepovedana uporaba odpadne vode z električno prevodnostjo, višjo od 3 mS/cm, česar v našem primeru nismo presegli.

Z merjenjem prevodnosti lahko spremljamo procese v sistemu odpadne vode, ki vplivajo na spremembe ionske sestave (Levlin, 2007). Z večanjem dotoka hranil se poveča prevodnost, saj se z dotokom hranil praviloma poveča količina nabitih delcev (Urbanič in Toman, 2003). Izmerjene povprečne vrednosti specifične električne prevodnosti na posameznih podenotah modula za črno vodo so: dotok na šotna filtra $7,4 \text{ mS/cm} \pm 2,0 \text{ mS/cm}$, iztok iz šotnih filtrov $7,7 \text{ mS/cm} \pm 2,1 \text{ mS/cm}$, biofilter $6,5 \text{ mS/cm} \pm 1,8 \text{ mS/cm}$. Iz rezultatov povprečnih vrednosti lahko razberemo, da so bile v biofiltru izmerjene najnižje vrednosti. Levlin (2007) omenja, da je glavni proces v bioloških čistilnih napravah, ki zmanjša vrednost električne prevodnosti, odstranjevanje hranil. Predvidevamo, da so nekoliko nižje vrednosti v vzorcih, odvzetih iz biofiltra, lahko bile posledica mikrobne aktivnosti.

Suspendirane snovi

Vsebnosti suspendiranih snovi na dotoku na šotna filtra so znašale med 144 g/L in 2315 mg/L , s povprečno vrednostjo $1044 \pm 504 \text{ mg/L}$. Tipičen razpon vrednosti suspendiranih snovi v komunalni odpadni vodi Akram in sod. (2002) definirajo med 100 in 350 mg/L . Črna voda iz prototipa Sanbox je drugačne sestave kot črna voda iz konvencionalnih stranišč, ker vakuumska črpalka porablja manj vode in je črna voda zato bolj koncentrirana (Krivograd Klemenčič, osebni vir, 2012), hkrati pa vsebuje večino delcev pod 10 nm , ker grobe delce razkosa (Griessler Bulc, osebni vir, 2012).

Izmerjene koncentracije suspendiranih snovi na iztoku iz šotnih filtrov so bile manjše (povprečna vrednost $388 \pm 138 \text{ mg/L}$) od koncentracij, izmerjenih na dotoku. Preračunana povprečna učinkovitost zmanjšanja količine suspendiranih snovi s filtracijo preko šotnih filtrov je bila 65% . Corley in sod. (2006) so z različnimi debelinami šotnih filtrov dosegli 94% učinkovitost zmanjšanja suspendiranih snovi. Ravno tako so Pérez in sod. (2005) potrdili, da je šota primeren filtrirni material za čiščenje komunalne odpadne vode. Porozna struktura šote in kompleksna sestava, ki vsebuje lignin in celulozo ter funkcionalne polarne skupine, daje šoti veliko adsorpcijsko kapaciteto za suspendirane in raztopljene snovi (Headley, 2006). Vrednosti suspendiranih snovi so na iztoku iz šotnih filtrov nižje zato, ker se delci, večji od intersticijskega prostora v šotnem filtru, ujamejo na šotnih vlaknih med tokom črne vode skozi filter (Heufelder in Rask, 1997).

Povprečne vrednosti suspendiranih snovi v vzorcih, odvzetih iz biofiltra, so znašale $342 \pm 85 \text{ mg/L}$. Vrednosti za biofilter se bistveno ne razlikujejo od vrednosti za iztok iz šotnih filtrov, torej lahko sklepamo, da biofilter ni pripomogel k zmanjšanju količine suspendiranih snovi, kar tudi ni bil njegov namen.

Dušikove spojine

V komunalni odpadni vodi se dušik pojavlja kot amonijak, nitrit, nitrat in organski dušik. (Sotirakou in sod., 1998). Črna voda vsebuje polovico organskih onesnažil komunalne odpadne vode in večinski delež dušikovih in fosforjevih spojin. V primeru uporabe vakuumskih stranišč za izplakovanje je črna voda več kot 25-krat bolj koncentrirana od komunalne odpadne vode (Amutha in Adish Kumar, 2011). Za spremljanje delovanja in ugotavljanje učinkovitosti čistilnega sistema Sanbox so bile na posameznih podenotah modula za črno vodo izmerjene koncentracije naslednjih dušikovih spojin: amonijski dušik, nitritni in nitratni dušik.

Povprečna koncentracija amonijskega dušika na dotoku na šotna filtra je znašala 799 ± 276 mg/L in na iztoku iz šotnih filtrov 813 ± 286 mg/L. Zaradi pomembnih razlik v vsebnosti različnih dušikovih spojin med tedni, izključno na podlagi povprečnih vrednosti ne moremo sklepati na procese, ki so se dogajali v šotnem filtru. Kot je razvidno iz slike 22, so se izmerjene vrednosti amonijskega dušika na posameznih podenotah modula za črno vodo med tedni razlikovale. Po 24. 5. 2011 lahko opazimo manjša nihanja med podenotami in trend višjih koncentracij amonijskega dušika na dotoku kot na iztoku iz šotnih filtrov.

Rezultati, pridobljeni od 24. 5. 2011, prikazujejo višje količine amonijskega dušika na dotoku na šotna filtra v primerjavi z iztokom iz šotnih filtrov. Amonijak je osnovni produkt razpada proteinov (Patterson in sod., 2001) in že med potovanjem po kanalizacijskih ceveh se večina organsko vezanega dušika v surovi odpadni vodi pretvori v amonijski dušik (Nitrogen removal ..., 2010). V šotnem filtru se amonijski dušik zaradi prisotnosti kisika oksidira, česar rezultat so nižje koncentracije amonijskega dušika in višje koncentracije nitrata na iztoku. Ker pa so v šotnem filtru tudi anaerobne cone, se dušik vrača v atmosfero kot plinasti produkt denitrifikacije (Patterson in sod., 2001). Torej lahko sklepamo, da so nižje koncentracije amonijskega dušika na iztoku iz šotnih filtrov posledica oksidacije amonijskega dušika. V primerjavi z rezultati za nitratni dušik lahko po 15. 6. 2011 opazimo očitno višje količine nitratnega dušika na dotoku in na iztoku iz šotnih filtrov, kot v začetku izvajanja meritev.

Nitrit je vmesni produkt dušikovega kroženja, je nestabilen in odvisen od okoljskih pogojev, lahko se pretvori v nitrat ali amonijak (Michalski in Kurzyca, 2006). Podobno kot za amonijski dušik, lahko iz količin nitritnega dušika v vzorcih, odvzetih na posameznih podenotah modula za črno vodo, opazimo, da v začetnih tednih izvajanja meritev ni bilo očitnih sprememb med podenotami. Po 19. 4. 2011 pa lahko opazimo višje vrednosti nitritnega dušika, zabeležene na dotoku in iztoku iz šotnih filtrov ter v biofiltru. Na dan 25. 4. 2011 je bila zabeležena tudi najvišja vrednost na iztoku iz šotnih filtrov (1,8 mg/L). Količine nitratnega dušika v izpustu komunalne odpadne vode so načeloma nižje od 1 mg/L. Nekoliko višje vrednosti nakazujejo na procese nitrifikacije (Nitrogen removal ...,

2010). Višje vrednosti nitritnega dušika so lahko tudi posledica delovanja mešalne črpalke v zadrževalniku nad šotnima filtroma in aeracije vzorca.

Povprečne vrednosti za nitratni dušik na posameznih podenotah modula za črno vodo so znašale za dotok na šotna filtra 50 ± 60 mg/L, za iztok iz šotnih filtrov 46 ± 55 mg/L in za biofilter 42 ± 52 mg/L. Po 15. 6. 2011 so bile izmerjene višje koncentracije kot v tednih prej. Zaradi sprememb količine nitrita in nitrata ter nižjih vrednosti amonijskega dušika na iztoku kot na dotoku na šotna filtra (od 10. 5. 2011 do 29. 6. 2011) pa lahko sklepamo, da se je vršila oksidacija amonijaka do nitrita oz. nitrata.

Učinkovitost čiščenja, preračunana med dotokom na šotna filtra in biofiltrom, je za amonijski dušik znašala 21 %, za nitritni dušik -16 % in za nitratni dušik 9 %. Glede na rezultate nižjih koncentracij amonijskega dušika v biofiltru v primerjavi z iztokom iz šotnih filtrov od 29. 3. 2011 do 15. 6. 2011 lahko sklepamo, da se je nitrifikacija vršila tudi v biofiltru. Od začetka izvajanja meritev do 29. 3. 2011 očitnih razlik med podenotami v koncentracijah amonijaka ni, vendar biofilter za uspešno delovanje potrebuje čas, da se mikrobna združba razvije, kot ugotavlja tudi Andersson (2009). Smith (2009) je na biofiltru z ekspanzirano glino za filtrirni medij dosegel učinkovitost zmanjšanja amonija za 97 %, s koncentracijo na iztoku, nižjo od 0,1 mg/L. Visoka stopnja čiščenja je bila vzpostavljena že v prvem mesecu obratovanja. Na podlagi rezultatov učinkovitosti lahko sklepamo, da biofilter ni bil učinkovit sistem zmanjšanja koncentracij dušikovih spojin, vendar so slabši rezultati lahko tudi posledica načina vzorčenja, saj zaradi oddaljenosti prototipa ni bilo možno vzorčenje iztoka iz biofiltra po zaključenem 6 urnem ciklusu.

Fosforjeve spojine

V komunalni odpadni vodi je fosfor prisoten kot ortofosfat, polifosfat in organsko vezan fosfor. Polifosfat in organsko vezan fosfor skupaj običajno sestavljata 70 % celotnega fosforja (Wenzel in Ekama, 1997; Mulder in Rensink, 1987; Metcalf in Eddy, 1991; Henze, 1996; Sedlak, 1991; cit. po Sotirakou in sod., 1999). V bioloških sistemih čiščenja odpadnih voda se lahko fosfor odstrani zaradi mikrobne aktivnosti oz. zaradi mikrobne porabe fosforja za celično sintezo in energijski transport (Sotirakou, 1999). Fosfor lahko s filtracijo tudi fizično zadržimo, kar pomeni, da del suspendiranih snovi sestavlja tudi partikulatni fosfor (Strom, 2006b; cit. po Strom, 2006).

Iz rezultatov, ki prikazujejo količine ortofosfata na posameznih podenotah modula za črno vodo z boxplot diagramom, lahko razberemo, da so bile najvišje koncentracije ortofosfata izmerjene na dotoku na šotna filtra in najnižje v biofiltru. Povprečna vrednost koncentracije ortofosfata na dotoku na šotna filtra je bila 92 ± 39 mg/L, na iztoku iz šotnih filtrov 78 ± 38 mg/L in v biofiltru 52 ± 26 mg/L. Preračunana učinkovitost čiščenja (izračun med dotokom na šotna filtra in biofiltrom) je za ortofosfat znašala 41 %. Iz

pridobljenih rezultatov sklepamo, da sta k zmanjšanju koncentracije ortofosfata pripomogla šotna filtra in biofilter.

Celotni fosfor je parameter, ki vključuje topne in partikulatne fosforjeve spojine. Preračunana učinkovitost čiščenja odpadne vode v modulu za črno vodo je za celotni fosfor znašala 39 %, kar je manj kot za ortofosfat. Povprečna koncentracija celotnega fosforja na dotoku na šotna filtra je bila 110 ± 46 mg/L, na iztoku iz šotnih filtrov 105 ± 45 mg/L in v biofiltru 72 ± 40 mg/L. Iz pridobljenih rezultatov sklepamo, da je bil za večino zmanjšanja koncentracije ortofosfata odgovoren biofilter.

Šota je naravni material, ki vsebuje huminske kisline, zaradi svojih lastnosti omogoča razvoj mikrobne združbe, adsorbira fosfor in ima naravne dezinfekcijske sposobnosti (Patterson, 2004). Učinkovitost zmanjšanja količine ortofosfata z uporabo šotnih filtrov sta potrdila Nichols in Boelter (1982, cit. po Martin, 1992), ki sta odkrila, da je bila koncentracija ortofosfata na iztoku iz šotnih filtrov nižja zaradi mikrobne imobilizacije. Šota ima zaradi vsebnosti polarnih funkcionalnih skupin (aldehidi, ketoni, alkoholi, fenolni hidroksidi itd.) tudi dobre ionsko-izmenjevalne sposobnosti, kar omogoča, da šota kot filtrni medij odstranjuje ionizirana organska onesnažila (Krewer in Moona, 2012). Izrednega pomena v tehnologiji čiščenja odpadnih voda je tudi adsorpcija snovi, ki je lahko rezultat delovanja Van der Waalsovih vezi ali ima značilnosti kemijske adsorpcije. Večina trdnih snovi, ki adsorbirajo neko snov, ima kompleksno porozno strukturo. Adsorpcija v mikroporah je v bistvu proces polnjenja por, ker so velikosti mikropor primerljive z velikosti molekul, ki se adsorbirajo (Kandasamy in sod., 2008). S študijo, izvedeno na Norveškem, sta Nieminen in Jarva (1996) prikazala, da obstaja tudi korelacija med vsebnostjo železovih ionov v šoti in adsorpcijo fosforja. Za vsakršno nadaljnje sklepanje o učinkovitosti adsorpcije fosforja v šotnem filtru bi bila potrebna predhodna kemijska analiza šote.

Čiščenje odpadne vode z biofiltracijo in uporabo ekspanzirane gline za filtrirni medij so preučevali tudi Jenssen in sod. (2010), ki so z uporabo filtralita (Filtralite-P®), ki je agregat ekspanzirane gline, dosegli 94 % učinkovitost odstranjevanja celotnega fosforja. Ravno tako sta z uporabo filtralita (Filtralite-P®) Hellström in Jonsson (2005) dosegla več kot 99 % učinkovitost zmanjšanja celotnega fosforja. Filtralite-P® je s kalcijem obogaten in komercialno dostopen filtrirni medij z visoko kapaciteto vezave fosforja (Amofah, 2007). Amofah in Hanæus (2006) sklepata, da je glavni mehanizem za zmanjšanje koncentracije fosforja na iztoku iz biofiltra z uporabo Filtralite-P® vezava fosforja s kalcijem. Dosežena učinkovitost zmanjšanja celotnega fosforja v prototipu Sanbox je bila 39 %, kar je manj kot učinkovitost, dosežena z uporabo Filtralite-P®. Ekspanzirana glina, uporabljena v biofiltru Sanbox prototipa, je najverjetneje imela manjšo kapaciteto vezave fosforja oz. niti ni bila namensko proizvedena za vezavo fosforja. Izbrana je bila predvsem kot medij za razvoj biomase z namenom čiščenja odpadne vode z biološkimi procesi. Filtralite-P® v Sloveniji ni na voljo, uvoz iz Norveške za potrebe sistema Sanbox pa je bil

predrag, zato njegova uporaba ni bila možna. Predvidevamo pa, da se bodo z večanjem pomena zadrževanja fosforja tudi v Sloveniji začeli tržiti glineni materiali za vezavo fosforja, kot je Filtralite-P®.

Kemijska potreba po kisiku (KPK)

Kemijska potreba po kisiku je količina kisika, potrebna za popolno oksidacijo organskega ogljika do CO₂ in H₂O (Sawyer in McCarty, 1967, cit. po Bitton, 2005). Veliko večje vrednosti KPK od vrednosti BPK₅ pomenijo, da vzorec vsebuje veliko količino organskih snovi, ki so težje biološko razgradljive (Bitton, 2005). Izračun razmerja KPK/BPK₅ je lahko dobra metoda za ugotavljanje učinkovitosti delovanja posameznih podenot čistilnega sistema. Razmerje poda mero biorazgradljivosti odpadne vode, ki je za komunalne odpadne vode med 1,2 in 2,5 in za industrijske odpadne vode lahko 10 in več (Papadopoulos in sod., 2001). Povprečna vrednost razmerja KPK/BPK₅ v podenotah modula za črno vodo (dotok, iztok iz šotnih filtrov, biofilter) je bila 2,2, kar po definiciji Papadopoulosa in sod. (2001) uvrsti črno vodo iz Sanbox prototipa v lahko biorazgradljivo. Razmerje KPK/BPK₅ je bilo med spremljanjem delovanja prototipa Sanbox razmeroma konstantno, kar se ujema z ugotovitvami Papadopoulosa in sod. (2001), da je stalno razmerje posledica učinkovitega zmanjšanja kemijsko in biološko razgradljivih snovi v čistilnem sistemu.

Učinkovitost čiščenja, preračunana za KPK med dotokom na šotna filtra in biofiltrom, je znašala 62 %. Viraraghaven in Kikkeri (1988) sta v študiji čiščenja odpadne vode iz prehranske industrije dosegla učinkovitost zmanjšanja KPK s filtracijo preko šotnega filtra za 51 %. Podobne rezultate predstavljata tudi Virarghaven in Rana (1990), ki sta proučevala čiščenje odpadne vode iz greznice s filtracijo preko šote in dosegla učinkovitost zmanjšanja KPK za 35–50 %. V obeh omenjenih študijah so se šotni filtri zamašili že po nekaj dneh uporabe. Zamašitev šotnih filtrov prototipa Sanbox je bila predvidena po 10 dneh uporabe, vendar sta bila filtra tedensko premešana in zamenjana šele po 3 mesecih, verjetno zaradi večje količine urina v črni vodi kot je bilo predvideno v fazi načrtovanja sistema. Za šotne filtre je značilno nekoliko manjše zmanjšanje količine KPK, zato ker se iz šote izpirajo fulvo kisline, kar poveča vrednosti KPK na iztoku iz šotnih filtrov (Richardson, 1996).

Ling in sod. (2009) so na decentralni čistilni napravi z zaprto zanko kroženja hranil in ločenim čiščenjem posameznih frakcij odpadne vode ugotovili, da se je večina zmanjšanja KPK in BPK₅ vršila v biofiltru, na račun razgradnje organske snovi. V biofiltru poteka kompeticija med heterotrofnimi in avtotrofnimi bakterijskimi populacijami. Heterotrofne bakterije, odgovorne za zmanjšanje organskih onesnaževal, so kompeticijsko močnejše v primerjavi s počasneje rastočimi avtotrofnimi nitrifikacijskimi mikroorganizmi, za snovi, kot sta raztopljeni kisik in hranila. Nitrifikacijske sposobnosti biofiltra so tako neposredno

odvisne od količine organskih razgradljivih snovi (Ling in sod., 2009). Hitro rastoči heterotrofni mikroorganizmi so bili torej ključni za biološko razgradnjo ogljikovih onesnaževal, kot so ugotovili tudi Tarallo in sod., 2004. Na podlagi rezultatov povprečnih vrednosti KPK na posameznih podenotah prototipa Sanbox tudi lahko sklepamo, da je potekala redukcija KPK v šotnih filtrih in v biofiltru.

Biokemijska potreba po kisiku (BPK₅)

BPK₅ je mera za količino biokemijsko razgradljivih organskih snovi in je enaka količini kisika, potrebnega za aerobno razgradnjo organskih snovi v stabilne anorganske. Vir ogljika za heterotrofne mikroorganizme predstavlja biokemijska razgradnja organskih snovi (Urbanič in Toman, 2003). Za zmanjšanje količine BPK₅ v komunalnih čistilnih sistemih je potreben stalen dotok kisika, ki omogoča rast bakterijske populacije, ki razkraja organsko snov. Organska snov v odpadni vodi služi tudi kot vir hrane za denitrifikatorje, ki so pomembni v sistemih odstranjevanja dušikovih spojin iz odpadne vode. Zadostne količine biokemijsko razgradljive organske snovi so potrebne za ohranjanje bakterijske populacije, ki sodeluje v nitrifikacijskih in denitrifikacijskih procesih (Basics of ..., 2012).

Iz rezultatov je razvidno, da so bile najnižje izmerjene vrednosti BPK₅ v biofiltru. Učinkovitost čiščenja BPK₅, preračunana med dotokom na šotna filtra in biofiltrom, je znašala 68 %. Patterson (2004) je mnenja, da so nižje količine suspendiranih snovi in nižje vsebnosti BPK₅ na iztoku iz šotnih filtrov lahko posledica majhnih delcev (načeloma z visokim BPK₅), ujetih na šotna vlakna med potjo skozi šotni filter. Ravno tako so lahko mnoge snovi ujete v šoti zaradi ionsko-izmenjevalnih sposobnosti šote (Heufelder in Rask, 1997). Na podlagi tega lahko sklepamo, da so nižje vrednosti BPK₅ na iztoku posledica adsorpcije oz. fizičnega zadržanja delcev in ionske izmenjave na šotnih vlaknih.

Za razliko od šotnega filtra lahko sklepamo, da so bile v biofiltru vrednosti BPK₅ nižje predvsem zaradi poteka biološke razgradnje in ne zaradi fizičnega zadrževanja. Od začetka delovanja biofiltrnega sistema mikroorganizmi (aerobni, anaerobni, fakultativni, glive, alge in praživali) postopoma naselijo območja filtrirnega medija in postopoma razvijejo t.i. biofilm. Zelo pomembno za vzdrževanje učinkovitosti biofiltrnega sistema je vzdrževanje biomase in ker je učinkovitost čiščenja odvisna od aktivnosti biomase, je potrebno zagotoviti tudi stalen dotok hranil. V biofiltru potekajo trije glavni biološki procesi: pritrjanje biomase, rast mikroorganizmov in razkroj (ter odpadanje) (Chaudhary in sod., 2003).

Jenssen in sod. (2010) so dosegli več kot 80 % učinkovitost zmanjšanja vrednosti BPK₅ z uporabo filtrnega medija Filtralite-P® za čiščenje gospodinjske odpadne vode. Najvišjo učinkovitost zmanjšanja BPK₅ je imel filtrirni sistem z najdaljšim režimom izpostavljenosti odpadne vode biofiltrnemu mediju. Večjo učinkovitost zmanjšanja BPK₅ v prototipu

Sanbox bi morda lahko dosegli z daljšim ciklusom kroženja črne vode med biofiltrom in zadrževalnikom.

5.1.2 Evaporacijski modul

Solarni uparjevalnik porablja energijo, pridobljeno iz solarnih kolektorjev, za uparitev odpadne vode. Uparitev vode solarni uparjevalnik pospešuje tako, da zviša temperaturo vode, poveča površino vode in poveča tlačno razliko med atmosfero in vodno površino (Tanji in Wallender, 2012). Višje temperature vplivajo na mikrobno populacijo in z višanjem temperature se poveča inaktivacija patogenov in parazitov (Bitton, 2005). Visoke temperature poškodujejo vegetativne celice zaradi denaturacije proteinov in hidrolize ostalih elementov (Holman in Todd, 2001).

Predvideno delovanje solarnega uparjevalnika je bilo, da solarne celice zagotovijo potrebno energijo za doseg temperature vsaj 60 °C za pol ure. Iz rezultatov prikaza temperature solarnega uparjevalnika je razvidno, da je bila najvišja dosežena temperatura preko 100°C. Razvidno je tudi, da so bile predvsem v zadnjih dveh mesecih dosežene temperature vsaj 60 °C. Iz solarnega uparjevalnika so bili odvzeti le vzorci za mikrobiološke analize. Kemijske analize vzorcev iz solarnega uparjevalnika niso bile izvedene zato, ker se je voda uparila in praktično ni bilo iztoka prečiščene črne vode.

Rezultati mikrobioloških analiz in izračun učinkovitosti čiščenja za mikrobiološke parametre (med dotokom na šotna filtra in solarnim uparjevalnikom) kažejo 98 % učinkovitost za celotno število bakterij in več kot 99 % učinkovitost za ostale parametre. Tako visoka stopnja učinkovitosti zmanjšanja mikrobioloških parametrov je posledica visokih doseženih temperatur v solarnem uparjevalniku. Čeprav so nekatere bakterije sposobne tvoriti spore, ki so odporne na visoke temperature, je večina bakterij uničena približno med 40 °C in 100 °C (Solsona in Méndez, 2003). Holman in Todd (2001) sta mnenja, da je uparitev odpadne vode idealna metoda odstranjevanja kontaminirane vode (kot npr. iz kompostnih stranišč) v občutljivih ekosistemih, saj z uporabo solarnega uparjevalnika praktično ni emisij.

5.1.3 Kompostni modul

Po enajstih dneh delovanja prototipnega čistilnega sistema Sanbox sta bila zamašena šotna filtra predstavljena na mesto za kompostiranje v objektu prototipa. V kompostna reaktorja A in B so bili postavljeni tudi temperaturni merilci za spremljanje spreminjanja temperature. S kompostiranjem zamašenih šotnih filtrov smo želeli doseči stabilno organsko maso, ki ne vsebuje patogenih ali parazitskih organizmov, oziroma proizvod, primeren za nadaljnjo uporabo v kmetijstvu.

Pri kompostiranju veliko različnih organizmov razkrajajo organsko snov (Winblad in Simpson-Hébert, 2004). Kompostno maso lahko obravnavamo kot mikroben ekosistem z mikrobno sukcesijo med procesom kompostiranja (Bitton, 2005). Proces kompostiranja lahko delimo na več temperaturno odvisnih faz. V mezofilni fazi nastopi dvig temperature do približno 40 °C in poteka aktivni razkroj organskega materiala. Sledi ji termofilna faza z dvigom temperature do 80 °C in višjo stopnjo razkroja organskega materiala (Bitton, 2005). Temperatura, dotok kisika, vlaga, ogljikove spojine, hranila in druge snovi so ključne za zagotovitev primernih razmer v masi kompostnega ekosistema (Winblad in Simpson-Hébert, 2004).

Iz rezultatov je razvidno, da se posamezna kompostna reaktorja med seboj nista očitno razlikovala. Najvišja dosežena temperatura v kompostnem reaktorju A je bila 31 °C in 30 °C v kompostnem reaktorju B. Bitton (2005) opozarja, da je temperatura tudi ključni faktor za uničenje patogenih organizmov. Za popolno uničenje patogenov v kompostu Schönning in Stenström (2004) priporočata izpostavljenost komposta temperaturi 50 °C za 7 dni. Opozarjata tudi, da v kompostnih straniščih velikokrat ni dosežena dovolj visoka temperatura za uničenje patogenov. Kot razlog navajata, da se temperatura komposta dvigne samo v primeru primerne vsebnosti vlage, količine kisika, razmerja ogljik/dušik in primerne izolacije ter zadostne količine strukturnega materiala. Kompostu dodan strukturni material (suha trava, veje, kokosova vlakna, žagovina, lubje itd.) zmanjša kompaktnost komposta in omogoča dovod zraka (Schönning in Stenström, 2004). Iz rezultatov spreminjanja temperature je razvidno, da v kompostnih reaktorjih nismo dosegli temperature nad 31 °C (ki bi po pravilniku o predelavi biološko razgradljivih odpadkov v kompost (Ur. l. RS, št. 42/04) morala biti vsaj 55 °C, za obdobje dveh tednov, ob petkratnem premešanju), na podlagi česar lahko sklepamo, da s kompostiranjem nismo dosegli termofilne faze. Za ohranjanje aerobnih razmer je vsebnost vlage med kompostiranjem ključnega pomena. Winblad in Simpson-Hébert (2004) predlagata 50 % do 60 % vsebnost vlage v kompostu kot najbolj primerno za biološko aktivnost. Pri višjih vsebnostih postane kompostna masa preveč kompaktna in organizmi so prikrajšani kisika, pri nižjih vrednostih pa se biološka aktivnost upočasni zaradi pomanjkanja vode (Winblad in Simpson-Hébert, 2004). Iz rezultatov kompostnih reaktorjev A in B je razvidno, da je bila vsebnost vlage med 84 % in 88 %, kar je precej več od zgoraj omenjene primerne vsebnosti. Kot možno rešitev prevelike vlažnosti bi kompostu lahko primešali primerno količino strukturnega materiala (npr. žagovino, lubje) oz. bi lahko solarne kolektorje uporabili za dogrevanje kompostnikov do želene temperature.

Iz rezultatov spreminjanja koncentracije amonijskega dušika in nitratnega dušika lahko opazimo dvig koncentracije amonijskega dušika v prvih treh tednih izvajanja meritev in dvig nitratnega dušika po prvih treh tednih izvajanja meritev. Szántó (2009) razlaga, da je dušik v fekalni kompostni masi prisoten v organski snovi v proteinih ali v urinu v obliki uree in da amonijak nastane s hidrolizo v procesu amonifikacije. V primeru aerobnih

razmer je lahko preostali neasimilirani amonijak mikrobno pretvorjen v nitrat (Szántó, 2009). Iz višjih vsebnosti amonijskega dušika v prvih tednih izvajanja meritev lahko sklepamo, da je nastopil proces amonifikacije, čemur je v naslednjih tednih sledila nitrifikacija.

Med kompostiranjem se razmerje med organsko snovjo in anorgansko snovjo spreminja zaradi razkroja organske snovi, vendar količina anorganske snovi ostaja enaka (British Columbia ..., 2003). Izmerjene količine anorganskih snovi v kompostnih reaktorjih A in B se med tedni niso bistveno razlikovale, medtem ko je izmerjena količina organskih snovi postopoma naraščala. V procesu kompostiranja prevladuje biološki razkroj organskega materiala, česar rezultat je dvig temperature, ki deli proces na različne faze (Bitton, 2005). Zaradi neizrazitih sprememb v količini organske snovi in nizke dosežene temperature v obeh kompostnih reaktorjih lahko sklepamo, da nismo dosegli želenih procesov med kompostiranjem. Mikrobna združba je odgovorna za stopnjo in kakovost nastalega proizvoda, vendar je hkrati odvisna od mnogih fizikalno-kemijskih dejavnikov in dostopnosti hranil (McKinley in Vestal, 1985). Na podlagi vseh rezultatov lahko sklepamo, da kompostna masa v obeh reaktorjih ni imela zagotovljenih primernih pogojev; Vestal in McKinley (1986) opozarjata, da je za primeren dvig temperature bistvenega pomena tudi količina kompostne mase, saj je zaradi zadostne velikosti in izolacije metabolna toplota ujeta znotraj mase, kar omogoči pogoje za dvig temperature.

Fosfor skupaj z dušikom pospešuje mikrobno aktivnost in izboljšuje hranilno vrednost komposta (Kovačič, 2009). V fekalijah lahko najdemo fosfor v dveh oblikah: v organski snovi ali v obliki ortofosfata. Ker fosfor težje tvori plinaste spojine, ostaja v fekalni masi tudi po procesih skladiščenja ali kompostiranja. Po procesu kompostiranja je fosfor prisoten v organski obliki, v živi ali mrtvi biomasii mikroorganizmov (Manure ..., 2007). Iz rezultatov izmerjene količine celotnega fosforja in ortofosfata ne moremo sklepati na procese mikrobne aktivnosti v času kompostiranja. Iz rezultatov pa je razvidno, da večinski delež celotnega fosforja predstavlja ortofosfat. V idealnem primeru bi lahko proizvod kompostiranja uporabili v kmetijstvu, kjer bi fosfor prevzele rastline ali bi se vezal v prsti, zaradi česar bi bil sklenjen krog kroženja hranil.

Na podlagi rezultatov analiz komposta lahko sklepamo, da niso bili zagotovljeni primerni pogoji za kompostiranje. Po pravilniku o predelavi biološko razgradljivih odpadkov v kompost (Ur. l. RS, št. 42/04), mora kompostiranje potekati tako, da je v obdobju več tednov zagotovljena visoka stopnja biotske aktivnosti pri temperaturi v termofilnem območju in primernih razmerah glede vodnih in zračnih lastnosti, kot vsebnosti hranil in njihovega medsebojnega razmerja. Kompost je primeren za uporabo kot rastlinsko hranilo, če glede deleža nezaželenih primesi, mikrobioloških zahtev in vsebnosti nevarnih snovi izpolnjuje zahteve iz predpisa, ki ureja vnos nevarnih snovi in rastlinskih snovi v tla (Ur. l. RS, št. 42/04). Na podlagi rezultatov sklepamo, da s kompostiranjem nismo pridobili

primerne materiala za nadaljnjo uporabo v kmetijstvu. Previsoka vsebnost vlage in premajhna količina kompostne mase sta bili ključna dejavnika za neuspešen proces kompostiranja. Kot možno rešitev lahko predlagamo uporabo primerne količine strukturnega materiala, večjo količino kompostne mase ali uporabo izoliranih kompostnih reaktorjev, učinkovitejši sistem izcejanja vode ali izboljššan sistem aeracije kompostne mase. Vzorčenju in spremljanju delovanja v kompostnih reaktorjih A in B je sledilo kompostiranje trdne frakcije črne vode v izoliranih kompostnih reaktorjih, z dodanim strukturnim materialom. Zaradi izboljšanih pogojev za kompostiranje v izoliranih kompostnih reaktorjih predvidevamo, da je bilo kompostiranje v tej drugi fazi uspešnejše. Kljub slabemu dvigu temperature med kompostiranjem v neizoliranih kompostnih reakcijah smo dobili dober vpogled, kako mediteranska klima vpliva na proces kompostiranja.

5.1.4 Modul za sivo vodo

Čiščenje sive vode je bilo speljano na hibridno rastlinsko čistilno napravo s horizontalnim in vertikalnim tokom. Vzorčenje na RČN je potekalo samo na RČN s horizontalnim tokom, ker je bila RČN z vertikalnim tokom zaradi tehničnih težav zasajena kasneje. Siva voda je v RČN zaradi majhne in nestalne porabe vode za umivanje rok v umivalnikih na vzorčnih mestih RČN pogosto zastajala ali pa vzorčenja zaradi pomanjkanja vode sploh ni bilo možno izvesti. Zaradi količinskega nihanja vodostaja je občasno prihajalo tudi do napak pri delovanju črpalke.

Za rastlinske čistilne naprave je značilen relativno pasiven proces odstranjevanja onesnažil iz odpadne vode, pri katerem so izjemnega pomena hidrologija, mikrobiologija in kemija vode (Kayranli in sod., 2009). Rastlinske čistilne naprave na začetku delovanja potrebujejo daljše obdobje, da se vegetacija zaraste in da začnejo optimalno delovati (Roš in Zupančič, 2010).

Iz prikazanih rezultatov izmerjene temperature na dotoku na RČN in iztoku iz RČN ter primerjave s prikazom temperature v Krajinskem parku Sečoveljske soline je razvidno, da se je temperatura spreminjala glede na zunanjo temperaturo.

Rezultati pH vrednosti, izmerjenih na dotoku in iztoku iz RČN, prikazujejo, da so bile vrednosti na iztoku, kljub nihanju vrednosti pH na dotoku na RČN, precej stabilne. Ti rezultati prikazujejo puferno sposobnost RČN, kar so potrdili tudi Zupančič Justin in sod. (2009).

Na dan 21. 6. 2011 je bila izmerjena najvišja koncentracija raztopljenega kisika na iztoku iz RČN. Na ta dan je imel vzorec, odvzet iz iztoka iz RČN, zeleno barvo, kar nakazuje na

prisotnost alg, ki so se razvile zaradi zastajanja vode v jaških kot posledica majhne porabe vode za umivanje rok. Višje vsebnosti kisika so lahko posledica fotosintetske aktivnosti.

Povprečna izmerjena električna prevodnost na dotoku na RČN je bila $1,9 \pm 0,8$ mS/cm in na iztoku $0,8 \pm 0,1$ mS/cm. Povprečna izmerjena električna prevodnost je bila v normalnem razponu za sivo vodo, ki ga Morel in Diener (2006) definirata med 0,3 mS/cm in 1,5 mS/cm. Na iztoku je bila specifična električna prevodnost nižja kot na dotoku na RČN, najverjetneje zaradi procesov razgradnje, ki so se dogajali v RČN.

Kot smo pričakovali, je bila povprečna izmerjena vrednost suspendiranih snovi na dotoku na RČN višja kot na iztoku. Na dan 21. 6. 2011 je bila prikazana najvišja vsebnost suspendiranih snovi na iztoku iz RČN. Visoke vrednosti so rezultat pomanjkanja vode na iztoku in s tem povezanega izklopa črpalke, zaradi česar je bil jašek poplavljen, zelena barva vode pa je nakazovala intenzivno razrast alg. Rezultati izmerjenih koncentracij amonijskega dušika, nitritnega in nitratnega dušika ter ortofosfata in celotnega fosforja prikazujejo za vse dni izvajanja meritev nižje vrednosti na iztoku v primerjavi z dotokom na RČN.

Vymazal (2007) kot glavne procese pretvorbe dušikovih spojin v RČN opredeli volatilizacijo, amonifikacijo, nitrifikacijo in denitrifikacijo, fiksacijo dušika, mikrobní privzem in privzem v rastline (asimilacijo), adsorpcijo amonija in anamoks. Volatilizacija je fizikalno-kemijski proces, kjer je amonijak v ravnovesju med plinasto in hidroksilno obliko (Vymazal, 2007) oz. gre za pretvorbo amonijaka v plinasto obliko, na kar vplivata pH in temperatura (Meisinger in Jokela, 2000). Procesí na RČN, ki dejansko zmanjšujejo koncentracije dušika, so volatilizacija amonijaka, denitrifikacija, privzem v rastline, adsorpcija amonija, anamoks in izguba z detritom (Vymazal, 2007). Dosežena učinkovitost čiščenja prototipa Sanbox je za amonijski dušik znašala 71 % in za nitratni 61 %. Na podlagi rezultatov sklepamo, da so na RČN potekali zgoraj omenjeni procesi, ki zmanjšujejo koncentracije dušikovih spojin v RČN.

Odstranjevanje fosforja v RČN temelji na procesih adsorpcije, obarjanja, mikrobnega privzema in privzema v rastline, izpiranja, mineralizacije in izgube z detritom. Za ocenitev delovanja RČN je potrebno upoštevati vse procese, ki pripomorejo k zmanjšanju fosforjevih spojin. Adsorpcija in privzem v biomaso sta dva procesa, ki imata omejeno kapaciteto in zato ne moreta dolgoročno trajati brez vzdrževalnih posegov (Vymazal, 2007). Spremljanje učinkovitosti delovanja RČN je potekalo samo mesec dni, zato sklepamo, da bo RČN dosegla optimalno delovanje šele naslednje sezone, saj Vymazal in Kröpfelová (2005) opozarjata, da so za *Phragmites australis* potrebne 4 rastne sezone in več, da doseže največjo učinkovitost odstranjevanja hranil v RČN.

Podobno kot parametri dušika in fosforja, so bile na iztoku iz RČN nižje tudi določene vrednosti KPK in BPK₅. Povprečna koncentracija KPK na iztoku iz RČN je znašala $88,8 \pm 56,6$ mg/L, kar po Uredbi o emisiji snovi pri odvajanju odpadnih vod iz malih komunalnih čistilnih naprav (Ur. l. RS, št. 98/07) in Uredbi o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo (Ur. l. RS, št. 47/05), ne preseže mejnih vrednosti. Vrednosti BPK₅ na iztoku iz RČN so presegle najvišje dovoljene vrednosti za emisije snovi po zgoraj omenjeni uredbi, najverjetneje zaradi težav z zastajanjem vode.

Spremljanje učinkovitosti delovanja RČN je potekalo od 7. 6. 2011 do 29. 6. 2011, kar je zelo kratek čas. RČN v tem času ni dosegla optimalne zmogljivosti oz. se posajen navadni trst še ni primerno razrastle. V RČN je bil nivo vode odvisen od porabe vode v umivalnikih, zaradi česar je nihal vodostaj na mestu črpalk, kar je povzročalo tudi največ tehničnih težav, predvsem pa zastajanje vode v iztočnih jaških. Kot je bilo omenjeno že prej, je bil v skladu z Uredbo o emisiji snovi iz malih komunalnih čistilnih naprav (Ur. l. RS, št. 98/07) parameter BPK₅ previsok za izpust. Ravno tako so tudi kemijski parametri suspendirane snovi, amonijski dušik, celotni fosfor in BPK₅ na iztoku iz RČN presegli mejne vrednosti, določene v Uredbi o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo (Ur. l. RS, št. 47/05). Zaradi previsokih mejnih vrednosti, določenih po Uredbi o emisiji snovi in toplote pri odvajanju vod v vode in javno kanalizacijo in Uredbi o emisiji snovi iz malih komunalnih čistilnih naprav, je bila voda na izpustu iz RČN neprimerna za izpust. Na podlagi vrednosti parametrov in mejnih vrednosti, določenih z omenjenima uredbama, sklepamo, da odpadna voda na iztoku ni bila primerna za nadaljnjo uporabo. Poleg tega ugotavljamo, da je bil čas spremljanja delovanja RČN veliko prekratek za bolj zanesljive zaključke. Na RČN so bile tudi pogoste tehnične težave zaradi majhne porabe vode in s tem nihanja vodostaja na mestu črpalk, kar je povzročalo večdnevno zastajanje vode v iztočnem jašku. Ocenjujemo, da bi za čiščenje sive vode zadoščala le vertikalna RČN, saj bi bila zaradi večje globine evapotranspiracija manjša in s tem zmanjšane dodatne izgube vode. Ob predaji prototipa v vsakodnevno uporabo pa bi se verjetno povečala poraba vode za umivanje rok.

5.1.5 Mikrobiološke analize

Iz rezultatov mikrobioloških analiz je razvidno, da so bile najnižje koncentracije vseh mikrobioloških parametrov določene v evaporacijskem modulu, v solarnem uparjevalniku. Iz rezultatov je razvidna višja koncentracija celotnega števila bakterij, koliiformnih bakterij in fekalnih enterokokov na iztoku iz šotnih filtrov v primerjavi z dotokom. Namen šotnih filtrov je bil predvsem ločitev črne vode na tekočo in trdno frakcijo in ne zmanjšanje patogenih organizmov. Znan je učinek filtracije odpadne vode skozi šotni filter, kjer mnogi patogeni organizmi odmrejo zaradi izpostavljenosti kislemu okolju, predacije ali kompeticije z mikrobovno populacijo v šoti. Obstajajo tudi domneve, da glive, prisotne v

šoti, izločajo antibiotik in fenolne spojine, ki zmanjšajo populacijo patogenov (Heufelder in Rask, 1997). Višje vsebnosti na iztoku so lahko posledica zadržanja fekalne mase v šotnem filtru in izpiranja skozi šotni filter s svežo črno odpadno vodo.

Z izjemo pri parametru *Staphylococcus*, lahko opazimo nižje vrednosti mikrobioloških parametrov pri vzorcih, odvzetih iz biofiltra, v primerjavi z vzorci, odvzetimi iz iztoka iz šotnih filtrov. Načeloma velja, da bodo mikroorganizmi odstranjeni z biofiltracijo zaradi precejjanja, adsorpcije, inaktivacije zaradi spremembe temperature in vlage, predacije in kompeticije (Rusciano in Obropta, 2007; Stevik in sod., 2004; Zhang in sod., 2010; cit. po Chandasena in sod., 2011). Na podlagi rezultatov lahko sklepamo, da so nekateri od teh procesov potekali v biofiltru. Uničenje patogenov je potekalo predvsem v solarnem uparjevalniku, kjer je z dvigom temperature prišlo do uničenja mikroorganizmov. Iz rezultatov lahko razberemo, da je bil solarni uparjevalnik učinkovit, saj rezultati prikazujejo najmanjše vrednosti za vse mikrobiološke parametre. Na podlagi rezultatov vseh mikrobioloških parametrov in dejstva, da se je voda v solarnem uparjevalniku uparila, sklepamo, da se je tekoči del črne vode očistil praktično brez emisij.

Pri rezultatih mikrobioloških analiz so prikazani tudi rezultati za RČN. Iz rezultatov so razvidne nižje vrednosti vseh mikrobioloških parametrov na iztoku iz RČN v primerjavi z dotokom. Vymazal in sod. (1998) ugotavljajo, da so RČN primerne za uničenje patogenih organizmov s kombinacijo fizikalnih, kemijskih in bioloških procesov. Med najpomembnejše procese odstranjevanja patogenih organizmov v RČN spadajo sedimentacija, filtracija (fizično zadržanje), adsorpcija, odmiranje organizmov, predacija, proizvodnja antibiotikov in drugih zaviralcev rasti rastlin in mikroorganizmov, izpostavljenost stresnemu okolju (temperatura, pH, kisik) (Soto in Garcia, 1999; Green in sod., 1997; Leonard, 2000; Axelrood in sod., 1996; Decamp in Warren, 1998, 2000; Collings in Phillips, 2001; cit po Gross in sod. 2007). Na podlagi tega sklepamo, da so nižje vrednosti rezultat teh procesov. Dosežena učinkovitost zmanjšanja parametra *Staphylococcus* je bila le 70 %. *Staphylococcus* je oportunistični patogen, ki živi predvsem na človeški koži (Gross in sod. 2007). Siva voda iz prototipa Sanbox je bila samo voda iz umivalnikov, na podlagi česar sklepamo, da se je *Staphylococcus* izpiral s kože z umivanjem rok. Zaradi namena ponovne uporabe sive vode za npr. izpiranje stranišč bi morda lahko za parameter *Staphylococcus* definirali stroge kriterije koncentracije na izpustu, zato da se izognemo morebitnim okužbam s tem patogenom.

6 SKLEPI

1. Učinkovitost čiščenja črne vode z uporabo šotnih filtrov in biofiltra z ekspandirano glino je bila več kot 60 % za kemijske parametre suspendirane snovi, KPK in BPK₅. Ravno tako smo s čiščenjem sive vode z RČN dosegli več kot 60 % učinkovitost za vse kemijske parametre z izjemo nitritnega dušika.
2. Šotna filtra sta poleg ločitve črne vode na frakciji pripomogla tudi k zmanjšanju količine dušikovih in fosforjevih spojin ter zmanjšanju parametrov BPK₅ in KPK. Nekoliko manj učinkovita sta bila za znižanje količine patogenih organizmov, kar tudi ni bil njun namen. Uporaba šote kot filtrirnega medija se je izkazala kot primerna in cenovno ugodna.
3. Po enajstih dneh delovanja smo zamešena šotna filtra prenesli v kompostni modul. Šotna filtra smo nadomestili z novima filtroma, ki smo jima z mešanjem podaljšali čas do zamašitve s predvidenih 10 dni na 3 mesece. S tem smo podaljšali čas do menjave šotnih filtrov in premestitve filtrov v kompostni reaktor. Na podlagi tega sklepamo, da bi lahko šotna filtra brez menjave uporabljali v celotni visoki turistični sezoni v Krajinskem parku Sečoveljske soline, saj obiskovalci v večini urinirajo in je zato koncentracija delcev v črni vodi zmanjšana. Kot izboljšavo sistema predlagamo tudi optimizacijo postopka mešanja in menjave šotnih filtrov, ki je bil precej neroden in fizično zahteven.
4. Uporaba biofiltra z ekspandirano glino je pripomogla k zmanjšanju fizikalnih, kemijskih in mikrobioloških parametrov. Kljub doseženi več kot 60 % učinkovitosti zmanjšanja suspendiranih snovi, KPK in BPK₅, za izboljšanje učinkovitosti biofiltracije z uporabo ekspandirane gline predlagamo spremembo režima kroženja med zadrževalnikom in biofiltrom, uporabo ekspandirane gline, ki je namensko proizvedena za uporabo kot filtrni medij (npr. Filtralite-P®) ali dodajanje materiala, ki bi izboljšal kapaciteto adsorpcije fosforja.
5. Z uparitvijo črne vode po čiščenju v biofiltru je sistem glede tekoče frakcije črne vode deloval praktično brez emisij.
6. Kompostiranje trdne frakcije črne vode skupaj s šotnim filtrom se je izkazalo za neučinkovito, ker nismo dosegli termofilne faze kompostiranja. Ta faza ni bila dosežena zaradi nezagotovljenih primernih pogojev (previsoka vsebnost vlage, premalo kompostne mase ipd.). Na podlagi pridobljenih rezultatov temperature, izmerjene v kompostnih reaktorjih, in Pravilnika o predelavi biološko razgradljivih

odpadkov v kompost (Ur. l. RS, št. 42/04), ki določa, da mora kompostiranje potekati tako, da je v obdobju več tednov zagotovljena visoka stopnja biotske aktivnosti v termofilnem območju, sklepamo, da nismo pridobili higieniziranega proizvoda, ki ustreza kakovostnim zahtevam predpisa, ki ureja vnos rastlinskih hranil v tla (Ur. l. RS, št. 68/96). Za izboljšanje pogojev kompostiranja priporočamo dodajanje strukturnega materiala kompostni masi ali uporabo izoliranih kompostnih reaktorjev.

7. S čiščenjem sive vode na rastlinski čistilni napravi smo za kemijske parametre suspendirane snovi, amonijski dušik, celotni fosfor in BPK_5 presegli mejne vrednosti emisij, določene po Uredbi o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo (Ur. l. RS, št. 47/05), ravno tako je bil parameter BPK_5 , po Uredbi o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo (Ur. l. RS, št. 47/05), previsok za izpust. Zaradi preseženih mejnih vrednosti, določenih po omenjenih uredbah, sklepamo, da voda na iztoku iz RČN ni bila primerna za nadaljnjo uporabo za npr. izplakovanje stranišč. Poudariti moramo, da se je delovanje RČN spremljalo le kratek čas, in sklepamo, da so omenjene vrednosti kemijskih parametrov na iztoku posledica še nerazvite vegetacije v RČN, tehničnih težav v zvezi z delovanjem črpalk (zastajanje vode) in majhne porabe vode za umivanje rok. Učinkovitost čiščenja sive vode bi lahko povečali tudi z menjavo substrata (peska) z bolj hranljivim substratom, ki ima boljšo sorpcijsko kapaciteto, boljšo kemijsko adsorpcijo fosforja, in s priključitvijo sive vode le na vertikalno RČN z namenom zmanjšanja evapotranspiracije in povečanjem hidravlične obremenitve na enoto površine RČN.
8. Dosežena učinkovitost čiščenja za mikrobiološke parametre je bila v solarnem uparjevalniku več kot 98 %. Zaradi nedosežene termofilne faze med procesom kompostiranja sklepamo, da uničenja patogenov nismo dosegli. Smo pa kljub temu dosegli visoko stopnjo zmanjšanja koncentracije mikrobioloških parametrov s čiščenjem sive vode z RČN, ki se je glede zmanjšanja mikrobioloških parametrov izkazala za učinkovito že po slabem mesecu spremljanja delovanja.

7 VIRI

- Ádám K., Krogstad T., Vråle L., Søvik A. K., Jenssen P. D. 2007. Phosphorus retention in the filter materials shellsand and FiltraliteP® - Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Ecological engineering*, 29: 200–208
- Akram M. H., Kotha K. 2002. Removal of suspended solids from municipal wastewater using geotextile columns. *Proceedings of the 2002 Joint CSCE/ASCE International Conference on Environmental Engineering*, Niagara Falls, 21.–24. julij 2002. Canadian Society for Civil Engineering, 38, 41: 8 str.
- Amofah L. R. 2007. A small scale wastewater treatment system adapted to nutrient recovery in cold climate – performance and possible sorbents. Licentiate thesis, Luleå University of technology, Department of civil, mining and environmental engineering, division of architecture and infrastructure: 87 str.
- Amofah L. R., Hanæus J. 2006. Nutrient recovery in a small scale wastewater treatment plant in cold climate. *VATTEN*, 62: 355–368
- Amutha M., Adish Kumar S. 2011. On-site treatment of black waste water – An overview. National Conference on recent trends in engineering and technology, Gajurat, 13.–14. maj 2011. B. V. M. Engineering college, V. V. Nagar, Gajurat: 7 str.
- Andersson S. 2009. Characterization of bacterial biofilms for wastewater treatment. Stockholm, School of Biotechnology, Royal Institute of Technology (KTH): 71 str.
- Bartlett T. 2007. Decentralised wastewater treatment. *ECOWORLD Nature & Technology in Harmony*
<http://www.ecoworld.com/other/decentralized-wastewater-treatment.html> (marec 2012)
- Basics of wastewater treatment. 2012. Massachusetts. Barnstable county department of health and environment.
<http://www.barnstablecountyhealth.org/ia-systems/information-center/compendium-of-information-on-alternative-onsite-septic-system-technology/basics-of-wastewater-treatment> (20. marec 2012)
- Bitton G. 2005. Wastewater microbiology. 3rd ed. New Delhi, John Wiley & Sons, Inc.: 746 str.
- Blackall L. L., Crocetti G. R., Saunders A. M., Bond P. L. 2002. A review and update of the microbiology of enhanced biological phosphorus removal in wastewater treatment plants. *Antonie van Leeuwenhoek*, 81: 681–691
- British Columbia field sampling manual. 2003. British Columbia. Water, Air and Climate Change Branch Ministry of Water, Land and Air Protection Province of British Columbia: 401 str.
http://www.env.gov.bc.ca/epd/wamr/labsys/field_man_pdfs/fld_man_03.pdf (marec 2012)
- Brix H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water science technology*, 35, 5: 11–17

- Chandasena K. K. G. I., Deletic A., Ellerton J., McCarthy D. T. 2011. Removal of *Escherichia coli* in stormwater biofilters. 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre, Brazil, 11. –16. september 2011. Porto Alegre: 1–8
- Chaudhary D. S., Vigneswaran S., Ngo H.-H., Shim W. G., Moon H. 2003. Biofilter in Water and Wastewater treatment. Korean Journal of Chemical Engineering, 20, 6: 1054–1065
- Clean Water Team (CWT). 2004. Turbidity Fact Sheet, FS-3.1.5.0(Turb). V: The Clean Water Team Guidance Compendium for Watershed Monitoring and Assessment, Version 2.0. Division of Water Quality. Sacramento, California State Water Resources Control Board (SWRCB): 5 str.
- Closing the loop on phosphorus. 2008. Stockholm, EcoSanRes Factsheet 4, Stockholm Environment Institute: 2 str
http://www.ecosanres.org/pdf_files/ESR-factsheet-04.pdf (november, 2012)
- Code of practice for the reuse of graywater in Western Australia. 2010. Government of Western Australia, Department of health: 58 str.
<http://www.public.health.wa.gov.au/cproot/1340/2/COP%20Gretwater.pdf> (junij, 2012)
- Cordell D., Drangert J. O., White S. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Global Environmental Change 19: 292–305
- Corley M., Rodgers M., Molqueen J., Clifford E. 2006. The performance of fibrous peat biofilters in treating domestic strength wastewaters. Journal of environmental science and health, 41, 5: 811–824
- Crook J., Mosher J. J., Casteline J. M. 2005. Status and role of water reuse: an international view. London, Global water research coalition: 137 str.
- Čarman I. 2007. Reciklacija odpadnih voda. V: VODA. Raspor P. (ur.), Ljubljana, Biotehniška fakulteta, oddelek za živilstvo: 101–114
- Daigger G. T. 2008. New Approaches and Technologies for Wastewater Management. V: The Bridge: Linking engineering and society. Vol. 38. 3rd ed. Bugliarello G. (ed.). Washington, National Academy of Engineering: 38–46
- Domini C. E., Vidal L., Canals A. 2007. Main parameters and assays involved with organic pollution of water. V: Handbook of water analysis. 2nd ed. Nollet L. M. L. (ed.). Boca Raton, CRC Press: 769 str.
- Elliott G. E., Beaulieu R., Antonioli W., Kruper N., Allsop C. 2007. pH maintenance of municipal wastewater effluent by CO₂ recycling during trout lethality testing. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 79: 519–523
- EPA 2012. United states environment protection agency. How to Conserve Water and Use It Effectively
<http://water.epa.gov/polwaste/nps/chap3.cfm> (15.5.2012)
- Expanded clay. 2012. Lincoln, William Sinclair Holdings PLC
http://www.william-sinclair.co.uk/industrial/products/expanded_clay (januar 2012)

- FAO. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture: FAO irrigation and drainage papers 47. Rome, FAO – Food and agriculture organization of the United Nations: 169 str.
<http://www2.gtz.de/Dokumente/oe44/ecosan/en-wastewater-treatment-agriculture-1992.pdf> (18.5.2012)
- Fay P. 1992. Oxygen relations of nitrogen fixation in cyanobacteria. Microbiological reviews: 340–373
- Forster T. 2009. UD toilets and composting toilets in emergency settings. Oxfam technical brief
http://postconflict.unep.ch/humanitarianaction/documents/02_11-04.pdf (oktober 2011)
- Friedler E., Kovalio R., Galil N. I. 2005. On-site graywater treatment and reuse in multi-storey buildings. Water science and technology, 51, 10: 187–194
- Gajurel D. R., Benn O., Li Z., Behrendt J., Otterpohl R. 2003. Pre-treatment of domestic wastewater with pre-composting tanks: evaluation of existing systems. Water Science and Technology, 48, 11–12: 133–138
- Gaulke L.S. 2006. On-site wastewater treatment and reuses in Japan. Water management, 159:103-109
- Griessler Bulc T. 2008. Vloga rastlinskih čistilnih naprav v prihodnosti. V: Ekoremediacije: sredstvo za doseganje okoljskih ciljev in trajnostnega razvoja Slovenije. Razingar J. (ur.), Ljubljana, Katr: 33–51
- Griessler Bulc T., Krivograd Klemenčič A. 2009. Razvoj inovativne ureditve in čiščenja odpadnih voda oddaljenih turističnih objektov. Raziskovalni dan Zdravstvene fakultete, 4. december 2009. Ljubljana, Zdravstvena fakulteta: 147–153
- Griessler Bulc T., Krivograd Klemenčič A., Kompare B., Oarga A., Babič R., Uršič M, Smolar-Žvanut N., Jensen P., Todt D., Schumacher G., Marées, H., Oberdieck, A.2011. Prototype of SANBOX Mediterranean modification with technical descriptions and user manual - final report : project SANBOX - Development of an innovative sanitation and wastewater treatment system for remote located tourist facilities : seventh framework programme, capacities, reresearch for the benefit of SMEs. Ljubljana: Faculty of civil and geodetic engineering: Institute of sanitary engineering: Faculty of health sciences, Department of sanitary engineering: 96 str.
- Griessler Bulc T., Vrhovšek D. 2007. Rastlinske čistilne naprave za čiščenje odpadnih voda. V: VODA. Pomen biotehnologije in mikrobiologije za prihodnost. Raspor P. (ur.). Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za živilstvo: 115–127
- Gross A., Kaplan D., Baker K. 2007. Removal of chemical and microbiological contaminants from domestic graywater using a recycled vertical flow bioreactor (RVFB). Ecological engineering, 31: 107–114
- Hacin J. 2007. Kroženje hranil v tleh in vodi. V: VODA. Pomen biotehnologije in mikrobiologije za prihodnost. Raspor P. (ur.). Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za živilstvo: 93–100

- Hartel P. G., Rodgers K., Fisher J. A., McDonald J. L., Gentit L. C., Otero E., Rivera-Torres Y., Bryant T. L., Jones S. H. 2005. Survival and regrowth of fecal enterococci in desiccated and rewetted sediments. Proceedings of the 2005 Georgia Water Resources Conference, Athenes Georgia, 25.–27. april 2005. Hatcher K. J. (ed.). Athens, Georgia, University of Georgia, Institute Ecology: 1–4
- Hasan H. A., Siti Rozaimah S. A., Siti Kartom K., Noorhisham T. K. 2009. A review on the design criteria of biological aerated filter for COD, ammonia and manganese removal in drinking water treatment. Journal of institution of engineers Malaysia: 70, 4:2 5–33
- Headley T. R. 2006. Suitability of peat filters for on-site wastewater treatment in the Gisborne region. NIWA Client report: HAM2006-172. Hamilton, National institute of water and atmospheric research Ltd: 22 str
<http://www.envirolink.govt.nz/PageFiles/173/121-gsdc24PeatFiltersForOn-siteWastewaterTreatment-Gisborne.pdf> (marec 2012)
- Hellström D., Jonsson L. 2005. Wastewater treatment in filter beds – Evaluation of two onsite treatment plants. Stockholm, Water: 77 str.
<http://www.ekotreat.se/Pdf/FiltraLite%20Bornsjon.pdf> (15. maj 2012)
- Heufelder G., Rask S. 1997. A compedium of information on alternative onsite septic system technology in Massachusetts. Massachusetts, Barnstable county department of health and environment.
<http://www.state.nj.us/dep/dwq/pdf/compend.pdf> (20. 3. 2012)
- Hoffmann H., Winker M. 2011. Technology review of constructed wetlands, Subsurface flow constructed wetlands for graywater and domestic wastewater treatment. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH: 36 str.
- Holman D., Todd J. J. 2001. Solar evaporation of liquid effluent from composting toilets. ISES 2001 Solar world congress »Bringing solar down to earth«, Adelaide, Avstralija, 25.–30. november 2001. International solar energy society: 1–8
- Hranova R. 2005. Gray water characteristics and implications on regulations for a sustainable wastewater reuse (poster). Proceedings of the IWA speciality conference “wastewater reclamation & reuse for sustainability”, Jeju, S. Korea, 8.–11. november 2005: 1–8
- Jenssen P. D., Krogstad T., Paruch A. M., Mæhlum T., Adam K., Arias C. A., Heistad A., Jonsson L., Hellström D., Brix H., Yli-Halla M., Vråle L., Valve M. 2010. Filter bed system treating domestic wastewater in the Nordic countries – Performance and reuse of filter media. Ecological engineering, 36: 1651–1659
- Jenssen P. D., Bergstrøm C., Vatn A. 2009. From Crap to Food. The New Economy.
<http://www.theneweconomy.com/energy/utilities/from-crap-to-food> (februar 2011)
- Jenssen P. D. 2005. A complete recycling (ecosan) system at student dormitories in Norway. V: Ecological engineering – Bridging between ecology and civil

- engineering. Bohemen v.H. (ed.). The Netherlands, Aeneas Technical Publishers: 81–83
- Jenssen P. D., Heyerdahl P. H., Warner W. S., Grooters J. M. 2003. Local Recycling of wastewater and wet organic waste – a step towards the zero emission community. Proceedings of the 8th International Conference on Environmental Science and Technology, Lemnos Island, Greece, 8.–10. september 2003. Vol. A: 357–364
- Jenssen P. D., Todt D. 2011. Source separation technologies in western Europe. Smallwat11 3rd international congress, Seville, Spain, 25.–28. april 2011. Seville, Fundación Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA): 1–4
- Jiang X., Coles C. A., Asapo E. S. 2008. Review of pre-treated peat applied in treating domestic wastewaters and oily waters. Proceedings of 61st Canadian Geotechnical Conference and 9th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Edmonton, Canada, 21.–24. september 2008. GeoEdmonton'08/GéoEdmonton2008: 668–674
- Kako je država poseljena? 2008. Ljubljana, Statistični urad Republike Slovenije <http://www.stat.si/obcinevestevilkah/Vsebina.aspx?ClanekNaslov=PrebivalstvoGostota#> (12. marec 2012)
- Kandasamy J., Vigneswaran S., Hoang T. T. L., Chaudhary D. N. S. 2008. Adsorption and biological filtration in wastewater treatment. Water and wastewater treatment technologies. Encyclopedia of life support systems (EOLSS): 7 str <http://www.eolss.net/Sample-Chapters/C07/E6-144-16.pdf> (januar 2012)
- Kayranli B., Scholz M., Mustafa A., Hofmann O., Harrington R., 2010. Performance evaluation of integrated constructed wetlands treating domestic wastewater. Water, air & soil pollution, 210: 435–451
- Kovačič J. 2009. Kompostiranje pozno košenega barjanskega sena in prašičje gnojevke. Diplomsko delo. Ljubljana. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, oddelek za zootehniko: 52 str.
- Krajinski park Sečoveljske soline. 2011. Sečovlje, Krajinski park Sečoveljske soline <http://www.kpss.si/si/intro> (15. marec 2011)
- Krewer D., Moona N. 2012. Adsorption of organic pollutants in peat and carbon filters: A pilot scale study of landfill leachates. Master thesis, Chalmers university of technology, Department of civil and environmental engineering: 107 str.
- Leclerc H., Schwartzbrod L., Dei-Cas E. 2002. Microbial agents associated with waterborne diseases. Critical Reviews in Microbiology, 28, 4: 371–409
- Lens P. N., Vochten P. M., Speleers L., Verstraete W. H. 1994. Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. Water Research, 28, 1: 17–26
- Lešnjak G. 2010. Statistika http://www.mp.feri.uni-mb.si/osebne/lesnjak/STA_ITK/p_1.pdf (1. junij 2012)
- Levlin E. 2007. Conductivity measurements for controlling municipal waste-water treatment. V: Application of new technologies in wastewater treatment and municipal solid waste disposal in Ukraine, Sweden and Poland. Proceedings of a

- Polish-Swedish-Ukrainian seminar, Ustron, Poland, 23.–24. november 2007. Plaza E., Levlin E. (ed.) Report 15: 51–62
- Limnos. 2011. Rastlinske čistilne naprave.
http://www.limnos.si/docs/reference/reference_rastlinske_cistilne_naprave.pdf
(1.junij 2012)
- Ling T. Y., Apun K., Zainuddin S. R. 2009. Performance of a pilot-scale biofilters and constructed wetland with ornamental plants in graywater treatment. *World applied sciences journal*, 6 ,11: 1555–1562
- Macarol B., Vrhovšek D. 2006. Čiščenje odpadnih voda iz manjših naselij v Sloveniji. V: Vode-skrb, nadloga in izziv. Črepinšek N. (ur.). Celje, Fit media d.o.o.: 64–70
- Madigan M. T., Martinko J. M. 2006. Brock biology of microorganisms. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall: 992 str.
- Mahne I. 1996. Kroženje dušika: segmenti in posebnosti. V: Dušik – naravovarstvena paradigma: zbornik predavanj, Ljubljana, 28. in 29. marca 1996. Ljubljana, Zavod za tehnično izobraževanje: 19–28
- Manure chemistry – Nitrogen, Phosphorus & Carbon. 2007. Oregon, United States Department of Agriculture, Natural resources conservation service (NRCS), Manure management information sheet: 4str.
http://www.or.nrcs.usda.gov/technical/engineering/environmental_engineering/Compost_Netmeeting/Manure_Chemistry_Info_Sheet.pdf (januar 2012)
- Mara D. 2003. Domestic wastewater treatment in developing countries. London, Earthscan: 293 str.
- Martin A. M. 1992. Biofilms in peat biofilters. V: Biofilms – Science and technology. Melo L. F., Bott T. R., Fletcher M., Capdeville B. (ed.). Dodrecht, Kluwer academic publishers: 713 str.
- Masi F., El Hamouri B., Shafi H. A., Baban A., Ghrabi A., Regelsberger M. 2010. Treatment of segregated black/grey domestic wastewater using constructed wetlands in the Mediterranean basin: the zero-m experience. *Water Science and Technology*, 61, 1: 97–105.
- McKinley V. L., Vestal R. J. 1985. Physical and chemical correlates of microbial activity and biomass in composting municipal sewage sludge. *Applied and environmental microbiology*: 1395–1403
- Meisinger J. J., Jokela W. E. 2000. Ammonia volatilization from dairy and poultry manure. Managing Nutrients and pathogens from animal agriculture (NRAES-130) Session 9: 21 str.
- Melin E. S., Odegaard H. 1999. Biofiltration of ozonated humic water in expanded clay aggregate filters. *Water Science and Technology*, 40: 165–172
- Michalski R., Kurzyca I. 2006. Determination of nitrogen species (nitrate, nitrite, ammonia ions) in environment samples by ion chromatography. *Polish journal of environmental studies*, 15, 1: 5–18
- Microbiological testing: Total bacterial count. 2011. Hong Kong. Enviro Labs Ltd.

- <http://envirolabs.com.hk/services.php?catid=11&id=49> (marec 2012)
- Morel A., Diener S. 2006. Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods. Dubendorf, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag): 107 str.
- Nahberger Marčič V. 2008. Učbenik: Živilska mikrobiologija in biotehnologija. 1. del: Živilska mikrobiologija. Maribor, Izobraževalni center Piramida Maribor, Višja strokovna šola: 93 str.
- Nieminen M., Jarva M. 1994. Phosphorus adsorption by peat from drained mires in southern Finland. *Scandinavian journal of forest research*, 11, 1–4: 321–326
- Nitrogen removal from wastewater. 2010. London, The Water Planet Company: 3 str
http://www.thewaterplanetcompany.com/wastewater_science.htm (12. marec 2012)
- Otterpohl R., Braun U., Oldenburg M. 2002. Innovative technologies for decentralized wastewater management in urban and peri-urban areas. 5th Specialized Conference on Small Water and Wastewater Treatment Systems, Istanbul, Turkey 24.–26. september 2002. Ozturk I., Ho G., Orhon D., Tanik A., Sarikaya H. Z. (ed.). Istanbul, International Water Association (IWA): 27–26
- Pangarkar B.L., Parjane S.B., Sane M.G. 2010. Design and economical performance of gray water treatment plant in rural region. *International journal of civil and environmental engineering*: 2,1: 1–5
- Paredes D., Kuschik P., Mbvette T. S. A., Müller R. A., Köser H. 2007. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment - a review. *Engineering in Life Sciences*: 7, 13–25.
- Papadopoulos A., Parissopoulos G., Papadopoulos F., Karteris A. 2001. Variation of COD/BOD₅ ratio at different units of wastewater stabilization pond pilot treatment facility. 7th International conference on environmental science and technology, Hermoupolis, Syros island 3.–6. september 2001. Global network for environmental science and technology, Department of environmental studies, University of the Aegean: 369–376
- Patterson R. A. 2004. Effective Treatment of Domestic Effluent with a Peat Biofilter – A case study at Tingha. Tenth national symposium on individual and small community sewage systems proceedings, Sacramento, California, 21.–24. marec 2004. Mankin K. R. (ed.). American Society of Agricultural Engineers: 526–536
- Patterson R. A., Davey K., Farnan N. 2001. Peat bed filters for on-site treatment of septic tank effluent. Proceedings of On-site '01 Conference: Advancing Onsite Wastewater Systems. Patterson R. A., Jones M. J. (ed.). Armidale, Lanfax laboratories: 315–322
- Paulo P. L., Boncz M. Á., Asmus A. F., Jönsson H., Ide C. N. 2007. Greywater treatment in constructed wetland at household level V: Gewässerschutz Wasser Abwasser. Advanced sanitation. Eurogress, Aachen, 12. 3. – 13. 3. 2007. Pinnekamp J. (ed.). Institute of environmental engineering RWTH Aachen, 34: 1–7 str.

- Pérez J. I., Hontoria E., Zamorano M., Gómez M. A. 2005. Wastewater treatment using fibrist and saprist peat: A comparative study. *Journal of environmental science and health*: 40: 1021–1032
- Powell N., Shilton A. N., Pratt S., Chisti Y. 2008. Factors Influencing Luxury Uptake of Phosphorus by Microalgae in Waste Stabilization Ponds. *Environmental science and technology*, 42: 5958–5962
- Pravilnik o prvih meritvah in obratovalnem monitoringu odpadnih voda ter o pogojih za njegovo izvajanje. Ur. l. RS, št. 54/11
- Pravilnik o predelavi biološko razgradljivih odpadkov v kompost. Ur. l. RS, št. 42/04
- Richardson C. 1996. Peat filters as an alternative on-site residential system: a design, operation, and performance overview. Engineering Report to the Bernalillo County Environmental Health Department, Bernalillo County: 10 str
<http://infohost.nmt.edu/~h2odoc/NewFiles/PEATBED.doc> (5. maj 2012)
- Ridderstolpe P. 2004. Introduction to graywater management. Stockholm, EcoSanRes, Stockholm Environment Institute, Stockholm Environment Institute: 25 str.
http://www.ecosanres.org/pdf_files/ESR_Publications_2004/ESR4web.pdf (februar 2012)
- Rosmarin A. 2004. The Precarious Geopolitics of Phosphorus. *Down to Earth: Science and Environment Fortnightly*: 27–31
- Roš M. 2001. Biološko čiščenje odpadne vode. Ljubljana, GV založba: 243 str.
- Roš M., Zupančič G. D. 2010. Čiščenje odpadnih voda. Zbirka Ekotehnologije in trajnostni razvoj 1. Velenje, Visoka šola za varstvo okolja: 330 str.
- Samec N., Lobnik A. 2009. Okoljsko inženirstvo. Maribor, Fakulteta za strojništvo: 282 str.
- Sanbox info. 2011.
<http://www.sandbox.info/> (15. marec 2012)
- Schönning C., Stenström T. A. 2004. Guidelines for the Safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation Systems. EcoSanRes Publication Series. Stockholm, Swedish Institute for Infectious Disease Control: 44 str.
- Sharpley A. W., Withers P. J. A., Abdalla C. W., Dodd A. R. 2005. Strategies for the Sustainable Management of Phosphorus. *Phosphorus: Agriculture and the Environment*, Agronomy Monograph no. 46. Madison, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America: 33 str.
- Schröder J.J., Cordell D., Smit A.L., Rosemarin A. 2009. Sustainable use of phosphorus. Stockholm, Stockholm environment institute (SEI): 140 str.
- Simonič M. 2004. Tehnologija vod, laboratorijske vaje. Maribor, Univerza v Mariboru, Fakulteta za kemijo in kemijsko tehnologijo: 23 str.
- Sinkovič T. 2010. Uvod v botaniko. Druga prenovljena izdaja s slikami. Oddelek za agronomijo, Biotehniška fakulteta, Ljubljana: 208 str.

- Smil V. 2002. Phosphorus: Global Transfers. V: Encyclopedia of global environmental change. Douglas P. I. (ed.). Chichester, John Wiley & sons, 3: 536–542
- Smith D. 2009. Modular nitrogen removal in distributed sanitation water treatment systems. Environmental Engineer: Applied Research and Practice, 8: 11 str.
- Solsona F., Méndez J. P. 2003. Water disinfection. Lima, Pan American Health Organization Regional Office of the World Health Organization: 208 str.
- Sotirakou E., Kladitis G., Diamantis N., Grigoropoulou H. 1998. Ammonia and phosphorus removal in municipal wastewater treatment plant with extended aeration. Global nest: the international journal, 1, 1: 47–53
- Stafilokok aureus (*Staphylococcus aureus*) v živilih. 2012. Ljubljana, Zavod za zdravstveno varstvo Ljubljana
www.zzv-lj.si/strokovna-priporocila/.../staphylococcus-aureus.../file (3. junij 2012)
- Stöppler M. 2012. Staph Infection (*Staphylococcus aureus*)
http://www.medicinenet.com/staph_infection/article.htm (20. 3. 2012)
- Strom P. F. 2006. Technologies to Remove Phosphorus from Wastewater. New Jersey, Rutgers, New Jersey agricultural experiment station: 8 str
<http://www.water.rutgers.edu/Projects/trading/p-trt-lit-rev-2a.pdf> (oktober 2011)
- Szántó G. 2009. NH₃ dynamics in composting - assessment of the integration of composting in manure management chains. PhD-thesis, Wageningen, Wageningen University: 140 str.
- Tanji K. K., Wallender W. 2012. Agricultural salinity assessment and management. 2nd ed. Reston, Water quality technical committee of the irrigation and drainage council of the environmental and water resources institute of the American society of civil engineers: 1094 str.
- Tarallo S., Bucher H. M., Ballard P. T., Pujol R. 2004. Upgrading and expanding wastewater treatment plants using a two-stage, upflow biofiltration process. Degremont Technologies technical paper.
http://www.degremont-technologies.com/IMG/pdf/tech_infilco_Wastewater-Upgrade.pdf (marec 2012)
- U.S. Environmental Protection Agency. 1975. Process Design Manual for Nitrogen Control, Office of Technology Transfer, Washington, D.C.: 326 str.
- Urbanič G., Toman M. J. 2003. Varstvo celinskih voda. Ljubljana, Študentska založba: 94 str.
- Uredba o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo. Ur. l. RS, št. 47/05
- Uredba o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz komunalnih čistilnih naprav. Ur. l. RS, št. 45/07
- Uredba o emisiji snovi pri odvajanju odpadnih vod iz malih komunalnih čistilnih naprav. Ur. l. RS, št. 98/07 in Ur. l. RS, št. 30/10
- Uredba o mejnih vrednostih vnosa nevarnih snovi in gnojil v tla. Ur. l. RS, št. 84/05
- Uredba o obdelavi biološko razgradljivih odpadkov. Ur. l. RS, št. 62/08

- Vestal J. R., McKinley V. L. 1986. Microbial activity in composting municipal sewage sludge. Cincinnati, EPA, Water engineering research laboratory OH 45268: 4 str.
- Vidic T. 2011. Svetovni dan Zemlje 2011. Ljubljana, Statistični urad republike Slovenije
http://www.stat.si/novica_prikazi.aspx?id=3861 (12. marec 2012)
- Viraraghavan T., Rana S. M. 1990. Treatment of septic tank effluent in a peat filter. International journal of environmental studies, 37: 213–225
- Viraraghavan T., Kikkeri S. R. 1988. Peat Filtration of food-processing wastewaters. Biological Wastes, 26: 151–155
- Vode. 2012. Agencija republike Slovenije za okolje. Ljubljana, Ministrstvo za kmetijstvo in okolje Republike Slovenije
<http://www.arso.gov.si/vode/> (marec 2012)
- Vrtovšek J., Zupančič G.D. 2006. Čistilne naprave in odpadno blato. V: Vode-skrb, nadloga in izziv. Črepinšek N. (ur.). Celje, Fit media d.o.o.: 71–79
- Vymazal J. 2011. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. Environmental Science and Technology, 45,1: 61–69
- Vymazal J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the total environment, 380: 48–65
- Vymazal J., Brix H., Cooper P. F., Haberl R., Perfler R., Laber J. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. Constructed wetlands for wastewater Treatment in Europe: 17–66
- Vymazal J., Kröpfelová L. 2005. Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment. Ecological engineering 25: 606–621
- Werner C., Schlick J., Witte G. 2002. Ecosan - Closing the loop in waste water management and sanitation - A new supra regional project of GTZ. EcoSanRes
<http://www.unsgab.org/docs/biblioteca/IV-6.pdf> (november 2011)
- Wetzel R. G. 2001. Limnology. Lake and River Ecosystem. 3rd ed. San Diego, Academic Press, Elsevier: 1006 str.
- WHO. 2006a. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and graywater. Volume 1: Policy and regulatory aspects. World Health Organization
http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546824_eng.pdf (september 2011)
- WHO. 2006b. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and graywater. Volume 4: Excreta and Graywater Use in Agriculture. World Health Organization
http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546859_eng.pdf (september 2011)
- WHO. 2010. Progress on sanitation and drinking-water: 2010 Update I. WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation
http://whqlibdoc.who.int/publications/2010/9789241563956_eng_full_text.pdf (september 2011)
- Winblad U., Simpson-Hébert M. 2004. Ecological sanitation – revised and enlarged edition. Stockholm, SEI: 141 str.
- WQA Glossary terms. 1999. Water Quality Association Web site

<http://www.wqa.org/> (oktober 2011)

- Zavadil. J. 2009. Effect of municipal wastewater irrigation on the yield and quality of vegetables and crops. *Soil and water research* 4,3: 91–103
- Zupančič Justin M., Vrhovšek D., Stuhlbacher A., Griessler Bulc T. 2009. Treatment of wastewater in hybrid constructed wetland from the production of vinegar and packaging of detergents. *Desalination* 247: 101–110
- Žagar D., Centa M., Kompare B., Atanasova N. 2008. Modeliranje transporta fosforja in fekalnih koliformnih bakterij v Tržaškem zalivu. Aktualni projekti s področja upravljanja z vodami in urejanje voda. 19. Mišičev vodarski dan 2008, Maribor, 8. December, Vodnogospodarski biro: 176–183

ZAHVALA

Rada bi se zahvalila mentorici, doc. dr. Tjaši Griessler Bulc, za mentorstvo in strokovno vodenje skozi celotno izdelavo diplomske naloge. Zahvaljujem se ji tudi za to, da mi je omogočila, da sem lahko sodelovala pri projektu Sanbox, kjer sem spoznala, da je delo s fekalno odpadno vodo s pravo ekipo lahko prav zabavno.

Zahvala tudi recenzentki dr. Alenki Gaberščik za zelo hiter pregled naloge in vso pomoč pri organizaciji zagovora.

Hvala Aleksandri Krivograd Klemenčič za vse preglede diplomske naloge in hitro reševanje kriz.

Hvala tudi Renatu Babiču, ki je z mano delil svoje kemijsko znanje. Hvala za vse zabavne trenutke med vzorčenjem in v laboratoriju, ki so mi resnično polepšali dan, tudi če je neverjetno smrdelo.

Hvala Andreji Oarga za vso pomoč in nasvete. Hvala tudi za vso podporo.

Mateji za lektoriranje diplomske naloge.

”Carjem” za nepozabne študentske dneve, ki smo jih preživeli skupaj: Klari, Sabini, Ani D., Ani G., Žigi, Nejcu, Teji, Živi, Mitji, Mateju, Andreju, Gregorju in Romanu. Edini se niste naveličali zgodbic o dreku.

Hvala tudi Urški za neverjetno gostoljubje in mojemu Blažu za vso potrpežljivost, pomoč in spodbudo.

PRILOGA A

Parametri okoljske kakovosti komposta ali pregnitega blata (Ur. l. RS, št. 62/08)

Preglednica: Parametri okoljske kakovosti

Parameter okoljske kakovosti	Kompost ali pregnito blato: 1.razred okoljske kakovosti (mg/kg suhe snovi)	Kompost ali pregnito blato: 2.razred okoljske kakovosti (mg/kg suhe snovi)
Cd	0,7	1,5
celotni Cr	80	200
Cu	100	300
Hg	0,5	1,5
Ni	50	75
Pb	80	250
Zn	200	1200
PCB	0,4	1
PAH	3	3
nezaželene primesi	(% mase suhe snovi)	(% mase suhe snovi)
trdni delci iz stekla, plastike , večji od 2 mm	< 0,5 %	< 2 %
mineralni trdni delci, večji od 5 mm	< 0,5 %	< 5 %

Izmerjene vrednosti morajo biti preračunane na 30 % vsebnost biološko razgradljivih organskih snovi v kompostu, pregnitem blatu ali stabiliziranih biološko razgradljivih odpadkih.