

Univerza
v Ljubljani
Fakulteta
*za gradbeništvo
in geodezijo*

Janova 2
1000 Ljubljana, Slovenija
telefon (01) 47 68 500
faks (01) 42 50 681
fgg@fgg.uni-lj.si



26105650

Kandidatka:

Urša Vidmar

Primerjava vertikalnih in horizontalnih sistemov rastlinskih čistilnih naprav

Diplomska naloga št.: 164

Mentor:

prof. dr. Boris Kompare

Somentor:

asist. dr. Matej Uršič

Ljubljana, 2010

STRAN ZA POPRAVKE, ERRATA

Stran z napako	Vrstica z napako	Namesto	Naj bo

IZJAVA O AVTORSTVU

Skladno s 27. členom Pravilnika o diplomskem delu UL Fakultete za gradbeništvo in geodezijo,

podpisana **Urša Vidmar** izjavljam, da sem avtorica diplomske naloge z naslovom:

Primerjava vertikalnih in horizontalnih sistemov rastlinskih čistilnih naprav.

Izjavljam, da prenašam vse materialne avtorske pravice v zvezi z diplomsko nalogo na UL, Fakulteto za gradbeništvo in geodezijo.

Noben del tega zaključnega dela ni bil uporabljen za pridobitev strokovnega naziva ali druge strokovne kvalifikacije na tej ali na drugi univerzi ali izobraževalni inštituciji.

Ljubljana, 21.03.2011

BIBLIOGRAFSKO-DOKUMENTACIJSKA STRAN Z IZVLEČKOM

- UDK:** 581.5:628.32(043.2)
- Avtor:** Urša Vidmar
- Mentor:** prof. dr. Boris Kompare
- Somentor:** asist. dr. Matej Uršič
- Naslov:** Primerjava vertikalnih in horizontalnih sistemov rastlinskih čistilnih naprav
- Obseg in oprema:** 87 str., 21 pregl., 37 sl., 60 en.
- Ključne besede:** rastlinske čistilne naprave, vertikalni podpovršinski tok, horizontalni podpovršinski tok, matematični model, model k-C*

Izvleček

Rastlinske čistilne naprave (RČN) ali umetna močvirja s primarno funkcijo čiščenja odpadnih voda so kompleksni sistemi vode, substrata, rastlin, živali ter mikroorganizmov (bakterij). V praksi se uporabljata dva splošna sistema, in sicer sistem s površinskim ter sistem s podpovršinskim tokom, ki se nadalje deli na sistem s horizontalnim tokom vode in na sistem z vertikalnim tokom vode.

Razumevanje delovanja rastlinskih čistilnih naprav je oteženo zaradi velikega števila fizikalnih, kemijskih in bioloških procesov, ki potekajo sočasno in hkrati vplivajo en na drugega. Zato so bili razviti oziroma se razvijajo številni matematični modeli, ki lahko predstavljajo neprecenljiv pripomoček za analizo, proučevanje in izboljšanje razumevanja kompleksnih sistemov, kot so rastlinske čistilne naprave. Dimenzioniranje RČN je lahko zasnovano po številnih modelih, od zelo enostavnih (empirična pravila in regresijske enačbe), modelov prvega reda cevnega reaktorja ter do bolj kompleksnih, dinamičnih modelov.

Diplomska naloga prikazuje primerjavo vertikalnih (V-RČN) in horizontalnih sistemov (H-RČN) ter matematične modele, ki se največ uporabljajo v praksi za RČN s podpovršinskim tokom vode, kot so empirična pravila, regresijske enačbe in najbolj uporabljenega modela prvega reda cevnega reaktorja (model k-C*).

BIBLIOGRAPHIC-DOCUMENTALISTIC INFORMATION

UDC: 581.5:628.32(043.2)
Author: Urša Vidmar
Supervisor: Prof. Boris Kompare, Ph.D.
Cosupervisor: Assist. Matej Uršič, Ph.D.
Title: Comparison of vertical and horizontal systems of constructed wetlands
Notes: 87 p., 21 tab., 37 fig., 60 eq.
Key words: constructed wetlands, vertical subsurface flow, horizontal subsurface flow, mathematical model, k-C* model

Abstract

The constructed wetlands (CW) or artificial wetlands with the wastewater treatment as their primary function are complex systems of water, substrate, plants, animals and microorganisms (bacteria). In practice there are two general systems in use, the system with the surface and the system with the subsurface flow, which is further divided into the system with the horizontal water flow and in the system with the vertical water flow.

Understanding of constructed wetlands functioning is difficult, as a large number of physical, chemical, and biological processes take place simultaneously and influence each other. Therefore a number of mathematical models have been developed or are being developed which can offer invaluable tool for analyzing, studying and improving understanding of the complex systems such as the constructed wetlands. A design of CW can be based on a number of models, ranging from very simple ones (rules of thumb and regression equations) to first-order plug-flow models and more complex dynamic models.

This thesis presents a comparison between the vertical (V-CW) and the horizontal (H-CW) systems, and the mathematical models, which are most commonly used in practice for the subsurface water flow CWs, such as the empirical rules, the regression equations and the most used first-order plug-flow model (k-C* model).

ZAHVALA

Zahvaljujem se mentorju prof. dr. Borisu Komparetu in somentorju dr. Mateju Uršiču za vso pomoč pri izdelavi diplomske naloge.

Še posebno bi se zahvalila mojim najbližjim, ki so me skozi vsa leta študija spodbujali in mi nudili pomoč. Hvala tudi vsem ostalim, ki so kakorkoli pripomogli k nastanku tega diplomskega dela.

KAZALO VSEBINE

1	UVOD	1
2	RASTLINSKE ČISTILNE NAPRAVE	3
2.1	Procesi odstranjevanja snovi	4
2.1.1	Suspendirane snovi (SS)	6
2.1.2	Organske snovi (BPK₅, KPK)	6
2.1.3	Dušik (N)	6
2.1.4	Fosfor (P)	9
2.2	RČN s površinskim tokom vode	10
2.3	RČN s podpovršinskim tokom vode	11
2.4	Razvoj sistemov s podpovršinskim tokom vode	13
3	RČN Z VERTIKALNIM PODPOVRŠINSKIM TOKOM VODE	16
3.1	Sestava RČN z vertikalnim tokom vode	18
3.2	Polnjenje sistema	20
4	RČN S HORIZONTALNIM PODPOVRŠINSKIM TOKOM VODE	22
4.1	Sestava RČN s horizontalnim tokom vode	24
4.2	Oblikovanje H-RČN	27
5	PRIMERJAVA OBEH SISTEMOV	28
5.1	Splošna primerjava	28
5.2	Pogoji in učinkovitost čiščenja	30
6	MATEMATIČNI MODELI	34
6.1	Osnove	34

6.2	Cevni reaktor (angl. <i>plug flow reactor PFR</i>)	36
6.3	Popolnoma premešani pretočni reaktor (angl. <i>completely stirred tank reactor CSTR</i>)	38
6.4	Kaskadni (homogeni) kontinuirni reaktorji (angl. <i>cascading tank reactor CTR</i>)	39
6.5	Popolnoma premešan šaržni reaktor (angl. <i>batch reactor</i>)	40
7	MATEMETIČNO MODELIRANJE RČN	42
7.1	Izkustvena oziroma empirična pravila	43
7.2	Regresijske enačbe	43
7.3	k-C* model	44
7.4	Popolnoma premešani pretočni reaktor (CSTR)	48
8	DIMENZIONIRANJE HORIZONTALNIH SISTEMOV	50
8.1	Empirična pravila	51
8.2	Regresijske enačbe za H-RČN	53
8.2.1	Suspendirane snovi (TSS)	53
8.2.2	Dušik (TN)	53
8.2.3	Fosfor (TP)	53
8.3	Enačbe prvega reda za H-RČN za cevni reaktor	54
8.3.1	Določitev konstante reakcijske hitrosti za posamezen parameter	55
8.4	Dimenzioniranje H-RČN	59
8.4.1	Hidravlične zahteve	62
8.4.2	Kontrola organske obremenitve	64
8.5	Primerjava cevnih in popolnoma premešanih reaktorjev	64
9	DIMENZIONIRANJE VERTIKALNIH SISTEMOV	67
9.1	Empirična pravila	67
9.2	Enačbe prvega reda za V-RČN	69
9.3	Dimenzioniranje V-RČN	70
9.3.1	Zamašitev sistema	74

10	SKLEPI IN UGOTOVITVE	76
-----------	-----------------------------	-----------

VIRI		81
-------------	--	-----------

KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1: Mehanizmi odstranjevanja onesnaževal v odpadni vodi v rastlinskih čistilnih napravah.....	5
Preglednica 2: Preglednica s poroznostjo in hidravlično prevodnostjo različnih materialov...	19
Preglednica 3: Odstranjevanje posameznih parametrov.....	30
Preglednica 4: Primerjava procesov odstranjevanja dušika	31
Preglednica 5: Primerjava učinkovitosti sistemov s horizontalnim in vertikalnim tokom.....	32
Preglednica 6: Uporabljene vstopne koncentracije in izstopni standardi	50
Preglednica 7: Empirična pravila za horizontalne sisteme RČN.....	51
Preglednica 8: Pravila za horizontalne sisteme RČN, ki jih podajata Wood in Kadlec & Knight	51
Preglednica 9: Minimalne in maksimalne priporočljive površine za H-RČN izračunane po empiričnih pravilih.....	52
Preglednica 10: Vrednosti površinskih (k_A) oziroma prostorninskih konstant hitrosti (k_V) prvega reda za BPK ₅ za horizontalne sisteme RČN	55
Preglednica 11: Vrednosti površinskih (k_A) in prostorninskih konstant hitrosti (k_V) prvega reda za ostale parametre za horizontalne sisteme RČN	57
Preglednica 12: Prikaz konstant hitrosti ter minimalnih in maksimalnih vrednosti površin za posamezni parameter	58
Preglednica 13: Izračunane iztočne koncentracije posameznih parametrov glede na izbrano površino	58
Preglednica 14: Primerjava rezultatov površin dobljenih z modelom cevnega reaktorja in modelom popolnoma premešanega reaktorja	65
Preglednica 15: Empirična pravila za vertikalne sisteme RČN.....	67
Preglednica 16: Minimalne in maksimalne priporočljive površine za V-RČN izračunane po empiričnih pravilih	68
Preglednica 17: Vrednosti konstant reakcijske hitrosti za vertikalne sisteme.....	69
Preglednica 18: Prikaz konstant hitrosti ter minimalnih in maksimalnih vrednosti površin za posamezni parameter	69

Preglednica 19: Iztočne koncentracije posameznih parametrov glede na posamezne izbrane površine.....	71
Preglednica 20: Primerjava reakcijskih konstant hitrosti.....	76
Preglednica 21: Primerjava učinkovitosti V-RČN in H-RČN sistemov dimenzioniranih s cevnim reaktorjem prvega reda.....	77

KAZALO SLIK

Slika 1: Rastlinska čistilna naprava	3
Slika 2: Prerez skozi gredo rastlinske čistilne naprave.....	4
Slika 3: Poenostavljen cikel dušika v mokriščih	7
Slika 4: RČN s prosto gladino vode	11
Slika 5: RČN s podpovršinskim tokom vode	12
Slika 6: RČN z vertikalnim podpovršinskim tokom vode.....	16
Slika 7: Plasti substrata v vertikalnih sistemih	18
Slika 8: Velikost substrata primerne za uporabo v V-RČN.....	19
Slika 9: Dozirni sistemi: sifon (levo) in ventil (desno)	20
Slika 10: Distribucijski sistem s perforiranimi cevmi	21
Slika 11: Najpogosteje uporabljeni rastlini na rastlinskih napravah: Navadni trst (levo) in rogoz (desno).....	22
Slika 12: RČN s horizontalnim podpovršinskim tokom vode.....	23
Slika 13: Elementi RČN s horizontalnim podpovršinskim tokom vode	25
Slika 14: Velikost delcev peska in gramoza primernih za uporabo v H-RČN	26
Slika 15: Prečni prerez dozirnega sistema	27
Slika 16: Prikaz sistema z vertikalnim (a) oziroma s horizontalnim (b) podpovršinskim tokom	28
Slika 17: Primerjava učinkovitosti odstranjevanja različnih snovi pri vertikalnem in horizontalnem toku.....	33
Slika 18: Cevni reaktor s kontrolnim elementom.....	36
Slika 19: Popolnoma premešan pretočni reaktor	38
Slika 20: kaskadni reaktor z n popolnoma premešanimi pretočnimi reaktorji (CSTR)	39
Slika 21: Šaržni reaktor	40
Slika 22: Cevni reaktor oziroma model prve stopnje	45
Slika 23: Temperaturna odvisnost prostorninske konstante reakcijske hitrosti k_v	48
Slika 24: Primerjava izračunanih površin za H-RČN po izkustvenih pravilih.....	52
Slika 25: EkspONENTNI UPAD koncentracije onesnaževala BPK_5 pri prehodu skozi RČN	54
Slika 26: Potrebna površina določena z različnimi metodami dimenzioniranja	59

Slika 27: Sprememba koncentracij posameznih parametrov od vtoka (0) do iztoka (1) ob izbrani površini H-RČN	60
Slika 28: Iztočne koncentracije v odvisnosti od (a) pretoka za BPK ₅ (b) TSS, (c) TN in (d) TP	61
Slika 29: Primerjava izstopnih koncentracij skupnega dušika s površino RČN	62
Slika 30: Prerez toka vode v horizontalnih sistemih, kjer lahko nastanejo tudi mrtve cone ...	65
Slika 31: Primerjava površin za V-RČN izračunanih po različnih kriterijih empiričnih pravilih	68
Slika 32: Prikaz površin modela prvega reda z ekstremnimi vrednostmi k_A	70
Slika 33: Rezultati empiričnih pravil in modelov prvega reda	70
Slika 34: Sprememba koncentracij posameznih parametrov od vtoka (0) do iztoka (1) ob izbrani površini V-RČN	72
Slika 35: Tloris vertikalnega sistema z distribucijskimi in drenažnimi cevmi	73
Slika 36: Faza doziranja in faza počivanja ene grede v prvih 8 urah	74
Slika 37: Primerjava temperaturne odvisnosti koeficientov reakcije hitrosti k za BPK ₅	77

OKRAJŠAVE IN SIMBOLI

Okrajšave

BPK	biokemijska poraba kisika
CW	constructed wetland (rastlinska čistilna naprava)
EFF	percentage concentration decrease efficiency (procent učinkovitosti zmanjšanja koncentracije)
FWS	free water surface (sistem s površinskim tokom vode)
HLR	hydraulic loading rate (hidravlična obremenitev)
HO	hidravlična obremenitev
H-RČN	rastlinska čistilna naprava s horizontalnim tokom
KPK	kemijska poraba kisika
LR	loading rate (stopnja obremenitve, obremenitev)
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	amonijev dušik
$\text{NO}_2^- - \text{N}$	nitritni dušik
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	nitratni dušik
PE	populacijska enota
PP-RČN	rastlinska čistilna naprava s podpovršinskim tokom
P-RČN	rastlinska čistilna naprava s površinskim tokom
RČN	rastlinska čistilna naprava
RED	load decrease (percentage mass removal efficiency) (zmanjšanje obremenitve)
SSF	subsurface flow (podpovršinski tok)
V-RČN	rastlinska čistilna naprava z vertikalnim tokom

Simboli

Simbol	Opis	Enota
ε	poroznost	-
τ	hidravlični zadrževalni čas	dan
θ	temperaturni faktor	-
A	površina RČN	m^2

A_c	prečni prerez	m^2
C	koncentracija	mg/l
C_{in}	vstopna koncentracija	mg/l
C_{out}	izstopna koncentracija	mg/l
C^*	koncentracija ozadja	mg/l
h	globina grede	m
k_V	prostorninski koeficient hitrosti prvega reda	1/dan
k_A	površinski koeficient hitrosti prvega reda	m/dan
q	hidravlična obremenitev (HLR)	m/dan
Q	pretok	m^3/dan
V	prostornina RČN	m^3

SLOVAR MANJ ZNANIH BESED IN TUJK

absorpcija	Navadno pomeni vpijanje ali raztapljanje ene snovi v drugi, npr. absorpcija plina v kapljevini. (Wikipedia, 2009).
adsorpcija	Je pojav, ko se snov (plin, tekočina ali trdna snov) veže na površino druge snovi (pri absorpciji pa snov prodre v globino druge snovi). (Minet, 2009).
amonifikacija	Razkroj organskih snovi v amoniak. (Spletni slovar, 2010).
biofilm	Je skupek mikroorganizmov in njihovih zunajceličnih produktov kot vezni člen, ki so običajno pritrjeni na biogeno ali abiogeno podlago. (Wikipedia, 2009).
denitrifikacija	Razkroj nitratov zaradi delovanja bakterij, ki se odraža v sproščanju prostega dušika. Ta proces poteka pod anaerobnimi pogoji, kot jih najdemo v z vodo prepojenih prsteh in zmanjša rodovitnost prsti. (Terminološki slovar, 2009).
kemoavtotrofen proces	Je proces, ki se nanaša na kemoavtotrofne bakterije. To so bakterije, ki v procesu izdelovanja organskih spojin uporabljajo kemijsko energijo, ki jo pridobijo z oksidacijo anorganskih spojin. (Wikipedia, 2010).
kemoheterotrofne bakterije	So bakterije, ki energijo pridobivajo izključno preko kemičnih reakcij, organske snovi uporabijo kot donatorje elektronov in kot vir organskega ogljika (Hauck, 1984).
ligand	Je molekula, ki se veže na neko drugo molekulo. (Slovarček naravoslovnih znanosti, 2010).
nitrifikacija	Z nitrifikacijo označujemo oksidacijo amoniaka (iz odmrlih živalskih in rastlinskih organizmov) v dušikovo kislino oziroma v nitrate. (Minet, 2009).
obarjanje	Je proces, s katerim se s spremembo topnosti (npr. z dodajanjem ustreznih kemikalij) iz raztopine izločijo raztopljene snovi, ki izpadejo kot oborina. Oborina se od matične raztopine loči z usedanjem ali filtriranjem. (Kompore in Rismal, 1995-2006, Minet, 2009).
oksigenacija	Delovanje na snov s kisikom. (Arso, 2010).
rizosfera	Je območje tal, ki je pod vplivom aktivnosti korenin. (Hinsinger, 1998).

1 UVOD

Rastlinske čistilne naprave (RČN) so postale alternativa za čiščenje odpadnih voda, saj združujejo relativno visoko učinkovitost čiščenja z nizkimi stroški vzdrževanja in obratovanja ter dokaj preproste postopke čiščenja. Njihova vloga pa ni samo čiščenje odpadne vode, saj ti sistemi prispevajo tudi k povečevanju biodiverzitete, ponujajo možnost ponovne uporabe vode ter pripomorejo k ohranjanju naravnega izgleda dane krajine, kar bo v prihodnosti postajalo vedno bolj pomembno (Griessler Bulc, 2008).

Ker gre za naravne metode odstranjevanja onesnaževal iz odpadnih voda, temu ustrezno narašča zanimanje zanje. Tako se je v zadnjih treh desetletjih tehnologija rastlinskih čistilnih naprav močno razvila. Najprej se je eksponentno razširila njihova uporaba za čiščenje komunalnih odpadnih vod, za kar se še vedno največ uporabljajo. Izvedeni so bili tako sistemi s podpovršinskim tokom kot tudi sistemi s prosto vodno gladino s ciljem primarne, sekundarne, terciarne in višje stopnje čiščenja (Kadlec in sod., 2000). V zadnjih desetih letih pa se je pojavilo veliko novih področij uporabe, ki vključujejo čiščenje industrijske odpadne vode, urbanih in kmetijskih padavinskih odtokov, živalskih odpadnih voda, izcednih voda deponij odpadkov in mulja s čistilnih naprav (Kadlec in Knight, 1996, Vymazal in sod., 1998).

V začetnih letih razvoja RČN so bili glavni interes sistemi s horizontalnim podpovršinskim tokom vode (H-RČN). Njihova poglobljena prednost je bila učinkovito odstranjevanje KPK in BPK₅, tudi v hladnih sezonah. Njihova glavna pomanjkljivost pa je bila slabša učinkovitost odstranjevanja hranilnih snovi (le 40-60%) in tudi pomanjkljiva oksidacija amoniaka v nitrat, kar je posledica zelo nizkih vrednosti raztopljenega kisika v odpadni vodi v večini H-RČN (Langergraber, 2006). Zaradi tega so se začeli iskati alternativni sistemi gred s trstjem, ki bi lahko oksidirali amonijev dušik. Tako je prišlo do razvoja vertikalnih sistemov (V-RČN), ki se jih intervalno obremenjuje ter tako omogoča dobro učinkovitost pri odstranjevanju amonijevega dušika.

Razumevanje delovanja rastlinskih čistilnih naprav je oteženo zaradi velikega števila fizikalnih, kemijskih in bioloških procesov, ki potekajo sočasno in hkrati vplivajo en na drugega (Langergraber in sod., 2009). Zato so bili razviti oziroma se razvijajo številni matematični modeli, ki lahko predstavljajo neprecenljiv pripomoček za analizo, proučevanje in izboljšanje razumevanja kompleksnih sistemov, kot so rastlinske čistilne naprave. Ko enkrat simulacijsko orodje zagotavlja zanesljive opise procesov v RČN s podpovršinskim tokom, je mogoče preveriti obstoječa merila načrtovanja in zasnova RČN se lahko optimizira (Langergraber, 2008).

Diplomska naloga prikazuje rastlinske čistilne naprave z vertikalnim in s horizontalnim podpovršinskim tokom vode, predstavlja njune pomanjkljivosti in prednosti ter ju med seboj primerja. V zadnjem delu naloge pa bodo predstavljeni matematični modeli, ki obstajajo za RČN s podpovršinskim tokom vode in se tudi v praksi največ uporabljajo.

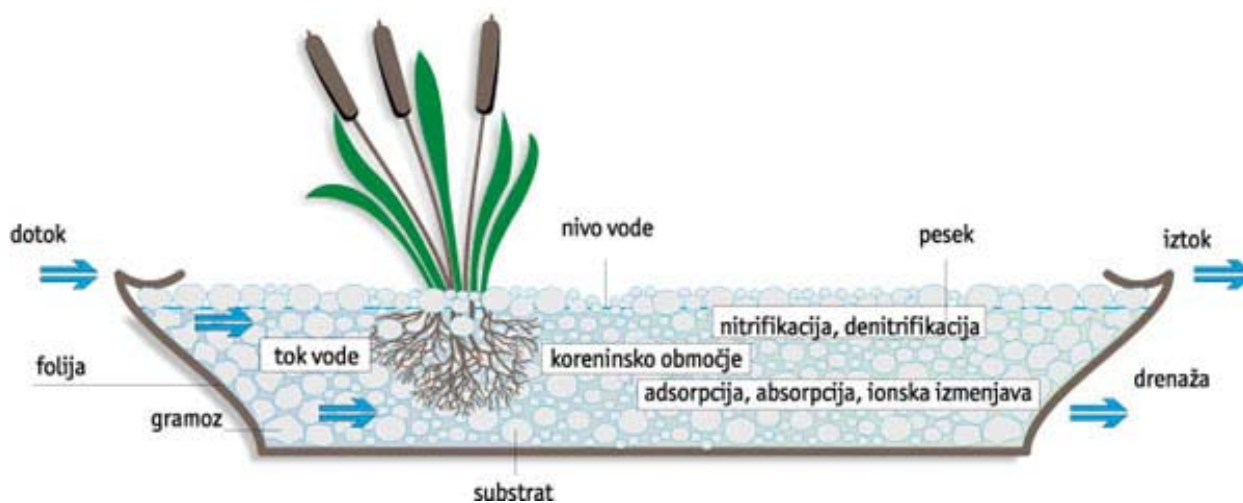
2 RASTLINSKE ČISTILNE NAPRAVE

Rastlinske čistilne naprave (RČN) ali grajena (umetna) močvirja s primarno funkcijo čiščenja odpadnih voda so kompleksni sistemi vode, substrata, rastlin, živali ter mikroorganizmov (bakterij) (DuPoldt in sod., 1993). Pri učinkovitem čiščenju onesnaženih voda posnemajo samočistilne sposobnosti narave, tako da gre za poceni in preproste sisteme. Večinoma delujejo gravitacijsko, brez strojne in električne opreme, če teren to omogoča (Vrhovšek in Vovk Korže, 2007). Na sliki 1 je prikazan primer zgrajene rastlinske čistilne naprave.



Slika 1: Rastlinska čistilna naprava (www.ertc.si, 23.03.2010)

V RČN potekajo različni fizikalni in biokemijski procesi, kot so aerobna in anaerobna razgradnja, filtracija, sedimentacija in adsorpcija, ki zagotavljajo učinkovito čiščenje organskih, dušikovih, fosforjevih snovi, težkih kovin in drugih strupenih snovi v odpadni vodi. Postopek čiščenja odpadnih vod poteka na mikroekosistemih, med seboj povezanimi gredami, v katerih imajo glavno vlogo ustrezna mešanica substrata, mikroorganizmi in izbrane močvirske rastline s svojim koreninskim sistemom. Proces čiščenja so predvsem odvisni od hidravlične prevodnosti substrata, vrste in števila mikroorganizmov, oskrbe mikroorganizmov s kisikom in kemičnih pogojev substrata (Haberl in sod., 2003)



Slika 2: Prerez skozi grede rastlinske čistilne naprave (www.limnos.si, 23.11.2009)

Slika 2 prikazuje prerez grede rastlinske čistilne naprave z vsemi sestavnimi deli naprave ter fizikalnimi in biokemijskimi procesi.

Rastlinske čistilne naprave so še posebej učinkovite pri zniževanju vsebnosti biološke potrebe po kisiku (BPK), odstranjevanju suspendiranih trdnih delcev, dušika, fosforja, ogljikovodikov in tudi kovin. Na podlagi podatkov iz različne literature je učinkovitost zmanjševanja onesnaževanja z rastlinskimi čistilnimi napravami za neusedljive snovi 80-90%, fosfor 26-60.6 %, dušik 22.6-48.5 %, BPK₅ 65-97 %, ter bakterije fekalnega izvora in drugih bakterij od 90 do 99% (Vučinić in sod., 2008).

Za lažje razumevanje razlik ter podobnosti vertikalnih in horizontalnih sistemov, bomo na kratko opisali procese odstranjevanja posameznih snovi iz odpadne vode.

2.1 Procesi odstranjevanja snovi

Rastlinske čistilne naprave zmanjšajo koncentracije številnih onesnaževal z različnimi mehanizmi odstranjevanja (preglednica 1). Razgradnja snovi poteka v aerobnih in anaerobnih območjih. Tako se anaerobni in aerobni mikroorganizmi dopolnjujejo in povečujejo učinkovitost čiščenja (Langergraber, 2008). Pri tem aerobne in anaerobne bakterije prispevajo glavni delež čiščenja odpadne vode (80% čiščenja). Ostalih 20% čiščenja predstavljajo

rastline z vezavo mineralnih snovi (npr. fosfatov, nitratov) in drugih, tudi nekaterih strupenih snovi v rastlinska tkiva (Vrhovšek in Vovk Korže, 2007).

Preglednica 1: Mehanizmi odstranjevanja onesnaževal v odpadni vodi v rastlinskih čistilnih napravah (EPA, 1988)

Mehanizem	Usedljive snovi	Koloidne snovi	KPK	N	P	Težke kovine	Težko topljive organske snovi	Bakterije in virusi	
Fizikalni									
<i>Sedimentacija</i>	P	S	PO	PO	PO	PO	PO	PO	Gravitacijsko usedanje trdnih delcev (in sestavin onesnaževal) v ribnikih / močvirjih.
<i>Filtracija</i>	S	S							Delci so mehansko filtrirani, ko voda teče skozi substrat in korenin rastlin.
<i>Adsorbcija</i>		S							Privlačne vezi (van der Waalove vezi)
Kemijski									
<i>Obarjenje</i>				P	P				Nastanek ali obarjenje netopnih spojin.
<i>Adsorbcija</i>				P	P	S			Adsorpcija na substrat in površino rastlin.
<i>Dekompozicija</i>						P		P	Razgraditev ali sprememba manj stabilne snovi s pojavi, kot so UV sevanje, oksidacija in redukcija.
Biološki									
<i>Bakterijski metabolizem</i>		P	P	P			P		Odstranjevanje koloidnih snovi v trdnem stanju in topnih organskih snovi s suspendiranimi, bentoškimi in rastlinsko podprtimi bakterijami. Bakterijska nitrifikacija/denitrifikacija.
<i>Metabolizem rastlin</i>							S	S	Rastlinski prevzem in presnova organskih snovi. Koreninski izločki so lahko strupeni za črevesja organizmov.
<i>Adsorbcija rastlin</i>				s	s	S	S		Pod ustreznimi pogoji, bodo rastline privzele velike količine teh onesnaževal.
<i>Naravno odmiranje</i>								P	Naravno upadanje organizmov v neugodnih okoljih.

Torej, v RČN potekajo trije glavni mehanizmi: fizikalni, kemijski in biološki, kar prikazuje preglednica 1, kjer je *P* primarni učinek, *S* sekundarni učinek in *PO* posamezni učinek (učinek se pojavlja naključno) (EPA, 1988).

2.1.1 Suspendirane snovi (SS)

Suspendirane in plavajoče snovi se iz odpadne vode odstranijo s sedimentacijo in filtracijo. Večina odstranjevanja se verjetno pojavi v prvih nekaj metrih razdalje od vstopa v sistem. Če ni obsežnega površinskega toka vode ali kratkega stika med substratom in odpadno vodo, lahko RČN s podpovršinskim tokom vode na iztoku sistema dosežejo koncentracije suspendiranih snovi manjše kot 20 mg/L (Sherwood in Reed, 1993). Učinkovitost odstranjevanja suspendiranih snovi je sorazmerna s hitrostjo usedanja delcev in z dolžino RČN (ITRC, 2003). Pomembno je doseči visoko stopnjo odstranjevanja suspendiranih snovi že pred vstopom v RČN (s predčiščenjem), ker drugače lahko pride do zamašitve por in s tem do manjše učinkovitosti čiščenja ter celo do površinskega toka (DuPoldt in sod., 1993).

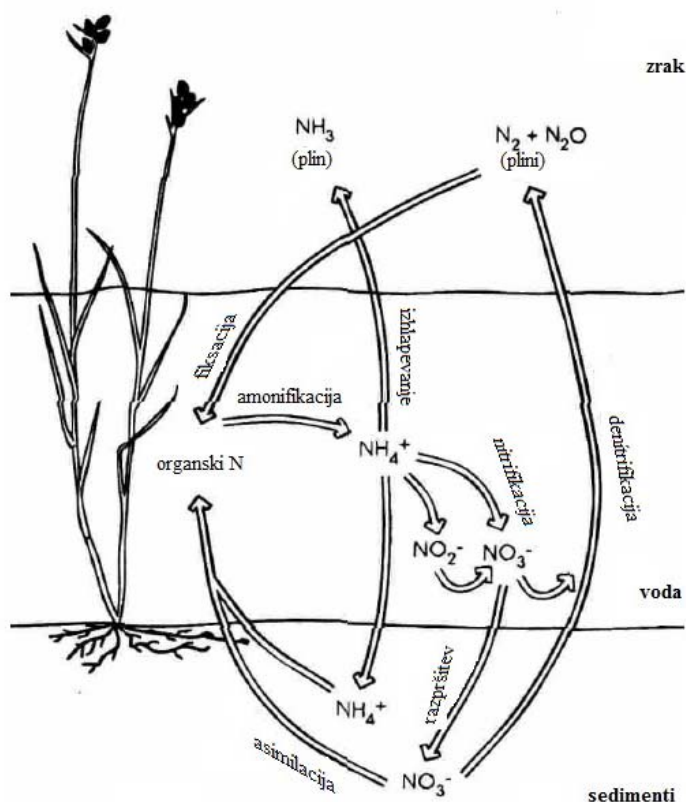
2.1.2 Organske snovi (BPK₅, KPK)

Organske snovi se odstranijo z aerobno in anaerobno razgradnjo pritrjene in suspendirane mikrobiološke rasti ter s privzemom makrofitov, ki pa je zanemarljiv v primerjavi z biološko razgradnjo. Kisik, potreben za aerobno razgradnjo, je priskrbljen z difuzijo direktno iz atmosfere ali z uhajanjem kisika iz korenin makrofitov v rizosfero. Privzem organskih snovi z makrofiti je zanemarljiv v primerjavi z biološko razgradnjo (Watson in sod., 1989, Cooper in sod. 1996, cit. po Kadlec in sod., 2000).

2.1.3 Dušik (N)

Dušik je ključni element v biogeokemijskih ciklih v mokriščih. Pojavlja se več različnih stanjih oksidacije, ki vsebujejo različne anorganske in organske oblike dušika, ki so pomembne za biološko življenje. Prevladujoče oblike dušika so organski dušik, amoniak, amonij, nitrat, nitrit in plini dušika. Anorganske oblike so bistvenega pomena za rast rastlin v vodnih sistemih, vendar pa, če so redke lahko omejujejo ali nadzorujejo produktivnost rastlin. Dušik, ki vstopa v sistem se lahko izmeri kot organski dušik, amoniak, nitrat in nitrit. Skupni dušik se nanaša na vse vrste dušika. Neobdelan amoniak lahko povzroči evtrofikacijo v odvodnikih, zakisanje tal ter je lahko strupen za vodne organizme (ITRC, 2003). Zato je potreben nadzor dušika v odtokih odpadne vode.

Dušik lahko med temi različnimi oblikami pretvorijo številni biološki in fizikalno-kemični procesi. Omenjeni procesi, ki so prikazani na sliki 3, so fiksacija dušika, izhlapevanje, amonifikacija, nitrifikacija, denitrifikacija in privzem rastlin. Glavni mehanizem odstranjevanja organskega dušika v RČN so zaporedni procesi amonifikacije, nitrifikacije in denitrifikacije (Kadlec in sod., 2000).



Slika 3: Poenostavljen cikel dušika v mokriščih (Kadlec in sod., 2000)

Amonifikacija oziroma mineralizacija je proces, kjer je organski dušik s hidrolizo in bakterijsko razgradnjo mineraliziran v amoniak (NH_3). Amonijev ion je z nitrifikacijskimi bakterijami oksidiran v nitrat v aerobni coni (nitrifikacija). Povečanje debeline aerobnega sloja povzroči povečanje nitrifikacije. Kisik, potreben za nitrifikacijo, je priskrbljen z difuzijo iz atmosfere ali z uhajanjem iz korenin makrofitov. Nitrati so z denitrifikacijskimi bakterijami pretvorjeni v plinasti dušik (N_2) in didušikov oksid (N_2O) v anoksični in v anaerobni coni (denitrifikacija). V nadaljevanju sta oba omenjena procesa natančneje opisana. Dušik je tudi privzet z rastlinami, vgrajen v biomaso in se po razgradnji sprosti nazaj kot organski dušik.

Drugi mehanizmi odstranjevanja dušika vključujejo izhlapevanje in adsorpcijo. Vendar pa so ti mehanizmi manj pomembni od nitrifikacije/denitrifikacije in so lahko le sezonsko pomembni (Kadlec in sod., 2000).

Pri višjih organskih obremenitvah RČN se lahko odstranijo le trdne snovi in dušik, ker nitrifikacija in denitrifikacija potekata pri nižjih obremenitvah (Vymazal in sod., 1998).

Nitrifikacija

Nitrifikacija je običajno definirana kot biološka oksidacija amonijevega iona v nitrat (NO_3^-), kjer je nitrit (NO_2^-) vmesni produkt v zaporedju reakcij. Nitrifikacija je kemoavtotrofni striktno aerobni proces, zato je omejen, kadar prevladujejo anaerobni pogoji. Nitrifikacijske bakterije (*Nitrosomonas*, *Nitrobacte*, *Nitropira* in *Nitrosococcus*) pridobijo energijo iz oksidacije amonija in/ali nitrita, ogljikov dioksid pa uporabljajo kot vir ogljika za sintezo novih celic. Organizmi potrebujejo kisik (O_2) med oksidacijo amonija v nitrit in oksidacijo nitrita v nitrat (enačbe 1, 2, 3):



(Davies & Hart, 1990, cit. po Kadlec in sod., 2000).

Dejavniki, ki vplivajo na proces nitrifikacije, so temperatura, pH vrednost, alkalnost vode, vir anorganskega ogljika (C), mikrobne populacije ter koncentracije amonijevega dušika in raztopljenega kisika (Vymazal, 2007).

Denitrifikacija

Denitrifikacija je najpogosteje definirana kot proces, ki se pojavi po porabi kisika, v katerem se nitrat preko vmesnih oblik nitrita in dušikovega oksida pretvori v molekularni dušik ali plin dušika (Hauck, 1984, Paul in Clark, 1996, Jetten in sod., 1997, cit. po Vymazal, 2007). Z biokemijskega vidika je denitrifikacija bakterijski proces, v katerem dušikovi oksidi (v ionski in plinski obliki) služijo kot končni sprejemnik elektronov za dihalni transport elektronov. Večina denitrifikacijskih bakterij (*Bacillus*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*) je

kemoheterotrofnih, energijo pridobivajo izključno preko kemičnih reakcij ter organske snovi uporabijo kot donatorje elektronov in kot vir organskega ogljika (Hauck, 1984, cit. po Kadlec in sod., 2000).

Denitrifikacija je prikazana s sledečo enačbo (Hauck, 1984, cit. po Kadlec in sod., 2000):



ki pa jo lahko poenostavimo v



Ta reakcija je nepovratna ter se pojavlja le pod anaerobnimi ali anoksičnimi pogoji, v katerih se dušik (nitrat) uporablja kot sprejemnik elektronov namesto kisika, in ob prisotnosti organskega substrata. Dejavniki, ki vplivajo na proces denitrifikacije, so odsotnost molekularnega kisika, redoks potencial, vlažnost tal, temperatura, pH, prisotnost denitrifikatorjev in vir organskega ogljika (Vymazal, 1995).

2.1.4 Fosfor (P)

Odstranjevanje fosforja je izrednega pomena, saj je najbolj pomembno rastlinsko hranilo za povečanje evtrofikacije jezer in obalnih voda. RČN so zmožne absorbirati fosfor in lahko v primernih okoliščinah zagotavljajo poceni alternativo kemičnem in biološkem čiščenju. Fosfor ter substrat in biota, ki zagotavljata skladiščenje nutrientov, močno medsebojno vplivajo. V splošnem je zadrževanje fosfata v RČN odvisno od sestave odpadne vode, stopnje obremenitve, tipa koreninskega medija in vsebnosti substrata s kalcijem, aluminijem in železom. Odstranitve fosforja se gibljejo med 10 in 40 % vnešenega fosforja, v območju med 7 in 10 mg/l. Najpomembnejši mehanizmi za shranjevanje fosforja so reakcije izmenjave ligandov, kjer fosfat izpodrine vodo ali hidroksil s površine Fe in Al oksidov. Pri tem gre za fizikalne mehanizme (npr. postopek kemijskega obarjenja s Ca^{2+} , Al^{3+} ali Fe^{3+} , ki so lahko prisotni v materialu substrata), ki niso pod vplivom koncentracije kisika. Ker materiali, ki so kot substrat uporabljeni v RČN s podpovršinskim tokom vode (gramoz, zdrobljeni kamen, pesek,...), ne vsebujejo velikih koncentracij teh elementov in zaradi omejene možnosti

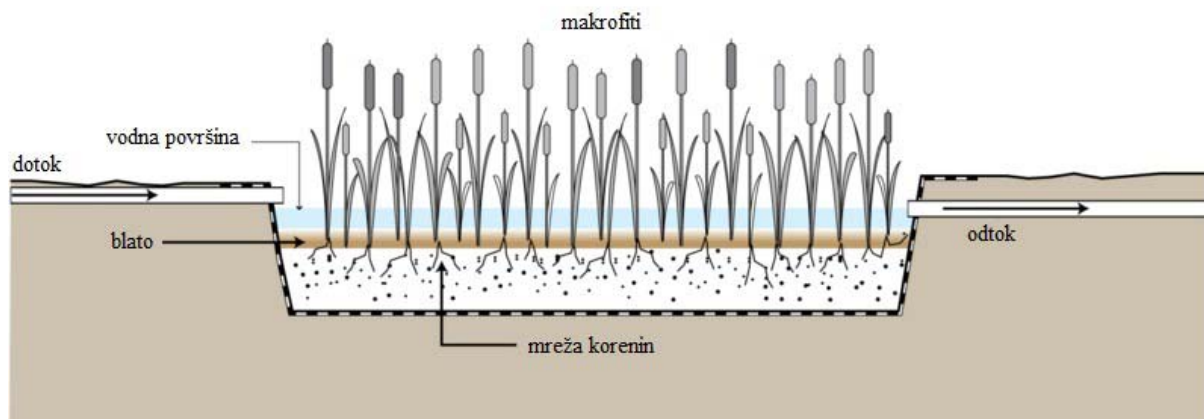
kontakta med odpadno vodo in substratom, je odstranjevanje fosforja brez dodajanja koagulantov na splošno slabo. Sčasoma postane tudi substrat nasičen, zato je potrebna njegova zamenjava. Rastline privzamejo le majhen delež celotnega fosforja (manj kot 10%), ki se pojavi v RČN; zmogljivost makrofitov za privzem fosforja je v RČN omejena (Vymazal, 2002).

Za izboljšanje sorpcijskih sposobnosti substrata je bilo narejenih nekaj raziskav, vendar niso bile nikoli dorečene. Te so vključevale dodajanje gline ali železovih in/ali aluminijevih oksidov substratu. Nekateri sistemi v Evropi so bili zasnovani s peskom, namesto z gramozom, za povečanje sorpcijskih sposobnosti, vendar pa so bili ti sistemi posledično večji zaradi manjše hidravlične prevodnosti peska v primerjavi z gramozom (EPA, 1993).

V praksi se uporabljata dva splošna sistema, in sicer sistem s površinskim (P-RČN) ter sistem s podpovršinskim tokom (PP-RČN). Sistemi s podpovršinskim tokom vode se nadalje delijo na sisteme s horizontalnim tokom vode (H-RČN) in z vertikalnim tokom vode skozi sistem (V-RČN) (Kadlec in Knight, 1996, EPA, 2000, Kadlec in sod., 2000).

2.2 RČN s površinskim tokom vode

RČN s površinskim tokom najbolj natančno posnemajo naravne procese in so zaradi stalno stoječe vode tudi najbolj primerne za močvirske vrste. Sistem je sestavljen iz gred, ki so po dnu nasute s substratom, na katerem so zasajene rastline, skozi katere poteka horizontalni vodni tok (slika 4) (Brown in sod., 2000). Pod vodno površino je aeroben pas, ki ga naseljujejo alge ali makrofiti. V nižjih plasteh, kamor svetloba ne seže, pa se oblikuje anaerobno okolje s pripadajočimi mikrobnimi procesi. Sistemi s površinskim tokom vode se predvsem uporabljajo za čiščenje padavinskih vod, odpadne vode iz kmetijskih površin in za čiščenje kislih rudniških odplak (DuPoldt in sod., 1993).



Slika 4: RČN s prosto gladino vode (www.akvo.org, 15.3.2010)

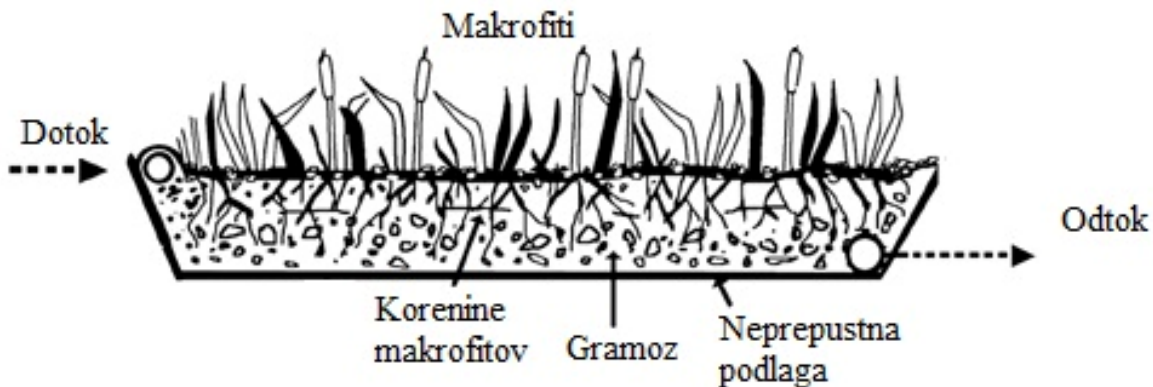
Nizki stroški obratovanja in visoka ekološka vrednost ter enostavnost gradnje, obratovanja in vzdrževanja so glavne prednosti teh sistemov. Glavna slabost pa so velike površine, ki so potrebne za učinkovito delovanje tega sistema.

2.3 RČN s podpovršinskim tokom vode

Po predhodnem mehanskem čiščenju RČN s podpovršinskim tokom vode lahko nudijo sekundarno čiščenje komunalne odpadne vode. Predhodno čiščenje lahko izvedemo s kombinacijo grabelj, posode za odstranjevanje peska in maščob, usedalnika, greznice in Imhoff posode. Namen predhodnega čiščenja je zmanjševanje koncentracije lahko razpadajočih organskih snovi, ki bi se akumulirale v notranjosti rastlinske čistilne naprave, zaradi česar bi sčasoma lahko prišlo do mašenja poroznega substrata.

Sistem je sestavljen iz gred, ki so v celoti napolnjene s substratom, na katerem so zasajene rastline (slika 5). Vodna površina ni v neposrednem stiku z atmosfero, sistemi nimajo odprte vodne površine, zato težje zamrznejo. Razlika med temi sistemi in sistemi s površinskim tokom vode je v površini, ki jo nudi substrat za razvoj mikrobne biofilma. Slednja je pri podpovršinskih sistemih večja ter s tem je tudi učinek čiščenja večji (EPA, 2000, ITRC, 2003).

Takšni sistemi so najbolj primerni za čiščenje odpadnih voda v relativno konstantnih pogojih toka vode in z relativno nizko koncentracijo trdnih snovi, zaradi možnega mašenja. Sistemi s podpovršinskim tokom vode so najpogosteje uporabljeni za zmanjšanje vrednosti BPK₅ komunalnih odpadnih voda (DuPoldt in sod., 1993).



Slika 5: RČN s podpovršinskim tokom vode (pubs.ext.vt.edu, 23.3.2010)

Prednosti teh sistemov so večje dopuščanje mraza oziroma nizkih temperatur, zmanjševanje problemov s škodljivci in s smradom. Prav tako pa je v primerjavi s sistemi s površinskim tokom vode njihova prednost tudi površina, saj so lahko ti sistemi, zaradi zagotavljanja večje kontaktne površine poroznega medija za rast mikroorganizmov (s tem je tudi čiščenje hitrejše), manjši od površinskih sistemov glede na enako količino odpadne vode. Sistemi s podpovršinskim tokom so pogosto bolj učinkoviti, vendar pa so lahko stroški izgradnje bistveno večji kot pri površinskih sistemih. Prav tako je podpovršinski sistem omejen na čiščenje mehansko prečiščene vode z nizko vsebnostjo delcev, ker v nasprotnem primeru lahko pride do mašenja poroznega substrata (DuPoldt in sod., 1993).

Sistemi s podpovršinskim tokom se nadalje delijo na sisteme z vertikalnim podpovršinskim tokom (V-RČN) in sisteme s horizontalnim podpovršinskim tokom vode (H-RČN) (Kadlec in Knight, 1996, EPA, 2000, Kadlec in sod., 2000).

2.4 Razvoj sistemov s podpovršinskim tokom vode

Prve ideje o mokriščih, kot sistemih odstranjevanja anorganskih in organskih snovi, so se pojavile v zgodnjih petdesetih letih prejšnjega stoletja. Na inštitutu Max Planck so pod okriljem dr. Käthe Seidel raziskovali uporabo grajenega korita, posajenega z makrofiti za čiščenje odpadnih voda, ki se pretakajo tako v horizontalni kot tudi vertikalni smeri skozi sistem. Nemška raziskava je potrdila, da imajo posamezne rastlinske vrste sposobnost odstranjevanja fenolov, patogenih bakterij in drugih onesnaževal (Seidel, 1976, cit. po Vymazal in sod., 2006). V šestdesetih letih so obetajoče laboratorijske raziskave pripomogle k večjemu številu poskusnih sistemov za čiščenje odpadnih voda iz različnih industrijskih procesov, voda rek za pridobivanje pitne vode, odpadne vode s cestnih površin in gospodinjskih odpadnih voda (Seidel in sod., 1987, cit. po Brix, 1994).

Pionirsko delo dr. Seidel je povzročilo razvoj tehnologije, znane kot proces inštituta Max Planck (*angl. Max Planck Institute Process*) oziroma kot Krefeldov sistem (Seidel in Happel, 1981, cit. po Kadlec in sod., 2000). Sistem je bil ob koncu 80-ih let zasnovan z nizom vertikalnih in horizontalnih gred, sestavljenih iz peska ali gramoza, ki sta dajala podporo emergentnim makrofitom, kot so navadni trst (*Phragmites australis*), rogoz (*Thypha latifolia*) in sitec (*Scirpus*). Sistem je bil osnova za hibridne sisteme, ki so bili ponovno uveljavljeni ob koncu 20. stoletja.

Nato je dr. Reinhold Kickuth v sredini šestdesetih let razvil sisteme RČN s horizontalnim podpovršinskim tokom vode oziroma t.i. koncept RZM (*angl. Root Zone Method* oz. metoda koreninskega območja). Sistem sestavlja pravokotna greda, posajena z navadnim trstjem (*Phragmites australis*) v izbranem substratu (glinasta ilovica ali peščena glina). Prva operativna RČN s horizontalnim tokom vode po RZM metodi je bila postavljena leta 1974 v Othfresenu, v Nemčiji (Kickuth, 1977, cit. po Kadlec in sod., 2000). Pri horizontalnem toku skozi rizosfero izbranega rastlinja se razgradijo organske snovi, dušik naj bi se nitrificiral ter posledično denitrificiral, fosfor pa naj bi se akumuliral v substratu. Nivo vode je običajno vzdrževan tik pod površjem. Vendar pa je zaradi kohezivnega substrata in nizke hidravlične prepustnosti prišlo do mašenja in posledično do površinskega odtoka vode ter tako do preprečevanja stika odpadne vode z rizosfero. Kickuth je tudi predlagal velikost zasajene

grede le 2 m² na populacijsko enoto (PE), kar se je izkazalo za premajhno površino za doseg zadovoljivega učinka čiščenja. Sistemi so kljub problemom s površinskim tokom dosegali visoke učinke čiščenja v večini merjenih parametrov, če je bila uporabljena velikost grede 3-5 m² na PE. Problem površinskega odtoka se je v poznih osemdesetih letih rešil z uporabo bolj poroznega medija, kot je na primer gramoz, kar je privedlo do podobnega sistema kot pri Seidlovi, ki je prvotno predlagala uporabo poroznega materiala z visoko hidravlično prevodnostjo (Cooper, 1990, cit. po Kadlec in sod., 2000). Za substrat se še vedno uporablja gramoz.

V začetnih letih razvoja RČN so bili glavni interes sistemi s horizontalnim podpovršinskim tokom vode. Njihova poglobitna prednost je bila učinkovito odstranjevanje KPK in BPK₅, tudi v hladnih sezonah. Njihova glavna pomanjkljivost pa je bila slabša učinkovitost odstranjevanja hranilnih snovi (le 40-60%) in tudi pomanjkljiva oksidacija amoniaka v nitrat, kar je posledica zelo nizkih vrednosti raztopljenega kisika v odpadni vodi v večini H-RČN. Zaradi tega so se začeli iskati alternativni sistemi gred s trstjem, ki bi lahko oksidirali amonijev dušik. Tako je prišlo do razvoja vertikalnih sistemov s podpovršinskim tokom vode. Začetki sistemov V-RČN segajo nazaj do procesa Max Planck, zasnovanega z raziskovalko dr. Seidel, kjer so bili vertikalni sistemi uporabljeni kot filtracijske grede v prvi fazi čiščenja odpadnih voda. Vertikalni sistemi so novejši tip RČN, razširili so se v devetdesetih letih, medtem ko so se horizontalni sistemi uporabljali v 80-ih. V-RČN vključujejo grede napolnjene s plastjo gramoza, pokrito s peskom, kjer je zasajen navadni trst (*Phragmites australis*). Grede se intervalno polnijo z veliko količino odpadne vode, ki začasno preplavijo površino grede. Odpadna voda nato vertikalno pronica skozi nenasičen substrat proti dnu grede, kjer se zbira s pomočjo drenažnih cevi. Intervalno polnjenje sistema omogoča aeracijo biofilma, vnos večje količine kisika v substrat in tako pride do intenzivnejših nitrifikacijskih procesov (Brix, 1994).

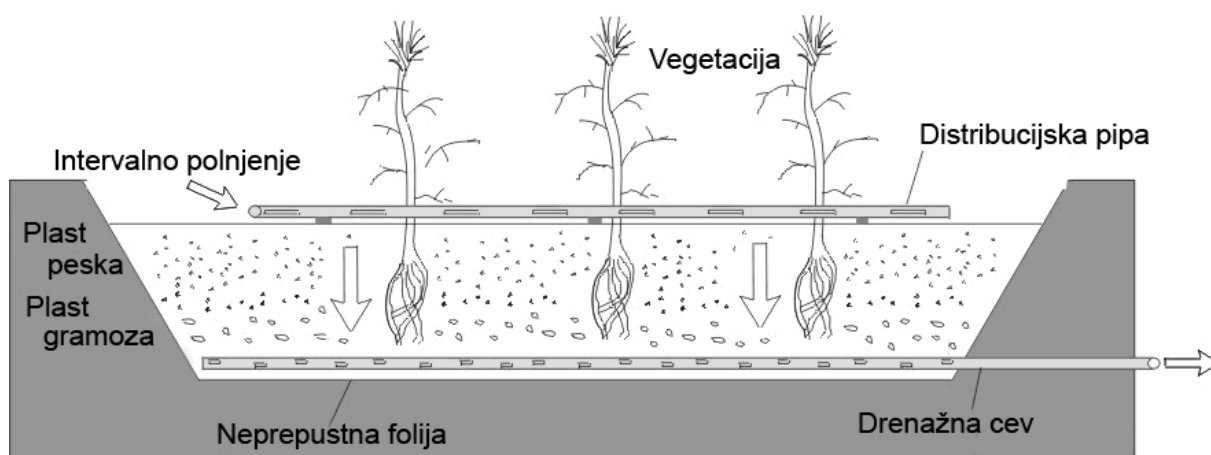
Tehnologija s podpovršinskim tokom vode je presenetljivo napredovala v mnogih evropskih državah in je razširjena po vsem svetu (Seidel, 1976, Kickuth, 1977, cit. po Kadlec in sod., 2000). RČN s podpovršinskim tokom vode so bile v osemdesetih letih, poleg Nemčije in Velike Britanije, zasnovane v Avstriji, Švici, Severni Ameriki, Avstraliji, Maroku, Egiptu, na Danskem, Švedskem, in Nizozemskem. V devetdesetih letih pa so ti sistemi zgradili tudi na

Češkem, Poljskem, Norveškem in v Sloveniji ter v Indiji in na Kitajskem (Kadlec in sod., 2000). V zadnjih letih pa predvsem potekajo raziskave vpliva izbire posameznih elementov rastlinskih čistilnih naprav, kot so izbira rastlinskih vrst in njihove sposobnosti absorpcije hranilnih snovi, vrste substrata, biomase, vpliv zadrževalnega časa vode v sistemu in sezonskih razmer.

V zadnjem času se je povečalo zanimanje za doseg popolnoma nitrificirane odpadne vode. Da bi dosegli večji učinek čiščenja, zlasti izboljšanje odstranjevanja dušika, se kombinirajo različni sistemi RČN. Večino t.i. hibridnih rastlinskih čistilnih naprav sestavljajo V-RČN in H-RČN. Ponavadi vertikalnemu sistemu sledi horizontalni, da po procesu nitrifikacije v V-RČN sledi proces denitrifikacije in se s tem v največji možni meri odstrani dušik.

3 RČN Z VERTIKALNIM PODPOVRŠINSKIM TOKOM VODE

RČN z vertikalnim tokom vode so pogostokrat zasajene z navadnim trstom (*Phragmites australis*). Za zasaditev pa se lahko uporabljajo tudi druge emergentne rastline, kot sta rogoz (*Thypha latifolia*) in sitec (*Scripus*) (Kadlec in sod., 2000). Vertikalni sistem je sestavljen iz ravne grede, obložene z neprepustno podlago, napolnjene z gramozom in pokrite s peskom, trstje pa raste z enako gostoto kot pri horizontalnih sistemih. Velikost frakcije gramozja je večja na dnu grede, kjer je velikost 8-16 mm in manjša v višjih plasteh, kjer je velikost približno 6 mm. Odpadna voda se v določenih intervalih dozira na grede v velikih količinah, tako da pride do poplavljanja površine substrata v gredah. Odpadna voda tako v intervalih vertikalno pronica skozi substrat proti dnu grede, kjer se zbira s pomočjo drenažnih cevi (slika 6). Pred naslednjim polnjenjem sistema se greda popolnoma odcedi, kar omogoča, da se substrat napolni z zrakom. V tem primeru obstajajo deli nasičenega in nenasičenega substrata z vodo. To je prednost vertikalnega toka, saj grede niso vedno poplavljene, kar omogoča lažjo difuzijo, lažji dostop kisika v substrat, vnos večje količine kisika ter povečanje aerobne cone v substratu. Pri tem pride do intenzivnejših nitrifikacijskih procesov in drugih striktno aerobnih procesov, saj višja razpoložljivost kisika poveča nitrifikacijo. S tem je večja količina dušika odstranjena ali vsaj spremenjena v oksidirani dušik in zato je tudi možnost razgraditve BPK₅ večja (IWA, 2000).



Slika 6: RČN z vertikalnim podpovršinskim tokom vode (Langergraber in Haberl, 2004, cit. po Langergraber, 2008)

Kisik iz ozračja prehaja preko listov, stebela in koreninskega sistema oziroma z difuzijo neposredno v tla (v plast okoli korenin), vendar pa je njegova količina majhna v primerjavi s prenosom kisika z dozirnim sistemom (Cooper in sod., 1996, cit. po Kadlec in sod., 2000). Prenos kisika z intervalnim dozirnim sistemom je od 23 do 64 g O₂ m⁻² dan⁻¹ (Platzer, 1998), prenos kisika s pomočjo rastlin pa je 2 g O₂ m⁻² dan⁻¹, ki pa ga v glavnem uporabljajo same korenine in korenike (Brix, 1997, UN-HABITAT, 2008). Med intervalnim polnjenjem sistema, ki se izvaja z uporabo mehničnega dozirnega sistema, se organizme sili v fazo stradanja, tako se lahko pretirana rast biomase manjša in poroznost poveča.

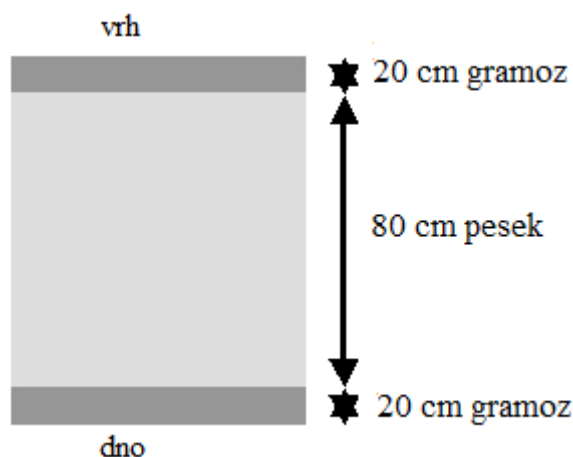
Hranila in organske snovi se absorbirajo in razgradijo z gostimi mikrobnimi populacijami, ki so pritrjene na površini substrata in na koreninah rastlin. Vertikalni sistemi so uspešni pri odstranjevanju KPK, skupnih suspendiranih snovi ter tudi kompleksnih organskih snovi. Je pa v takih pogojih omejena denitrifikacija in zato je amoniak običajno pretvorjen le v nitrat. Posledično je slabše odstranjevanje skupnega dušika, ki je običajno nižje kot pri sistemih s horizontalnim tokom vode. Denitrifikacija in s tem odstranjevanje celotnega dušika se lahko poveča z delno recirkulacijo nitrirane odpadne vode v prvi prekat greznice. Prav tako pa je slabo odstranjevanje fosforja, kjer gre predvsem za fizikalne mehanizme (npr. izločanje snovi s kemijskimi reakcijami iz raztopine v obliki trdnih delcev).

RČN z vertikalnim tokom vode rabijo manjšo površino (2-3 m² na PE) v primerjavi s horizontalnimi sistemi, ki rabijo od 3 do 5 m² oziroma tudi do 10 m²/PE (Masi, 2005).

RČN z vertikalnim podpovršinskim tokom vode se danes pogosteje uporabljajo kot v preteklosti, predvsem zaradi učinkovitega odstranjevanja amonijevega dušika. Vendar pa v večini primerov V-RČN sledi greda s horizontalnim tokom vode kot del večstopenjske rastlinske čistilne naprave, saj s kombiniranjem obeh sistemov s podpovršinskim tokom dosegamo nižje vrednosti dušika (Vymazal, 2010).

3.1 Sestava RČN z vertikalnim tokom vode

Greda mora biti obložena z neprepustno podlago (HDPE ali PVC folija, glina ali pa geotekstil) za preprečevanje puščanja. Globina grede pri vertikalnih sistemih je od 0.8 do 1 m, pri tem mora biti plast peska visoka vsaj 30-40 cm, zrnavost peska pa 1-4 mm. Greda je obdana z izolacijsko zgornjo plastjo gramoz (zrna debeline 8-16 mm), ki ščiti tudi pred zmrzovanjem in drenažno plastjo enakega gramoz na dnu grede (slika 7) (Masi, 2005).



Slika 7: Plasti substrata v vertikalnih sistemih (www.constructedwetlands.net, 27.5.2010)

Prav tako je na vstopnem in izstopnem območju priporočena uporaba velikega substrata, kot so kamni (premeri zrn 30-60 mm), da se zagotovi enostavno čiščenje, če pride so zamašitve sistema.

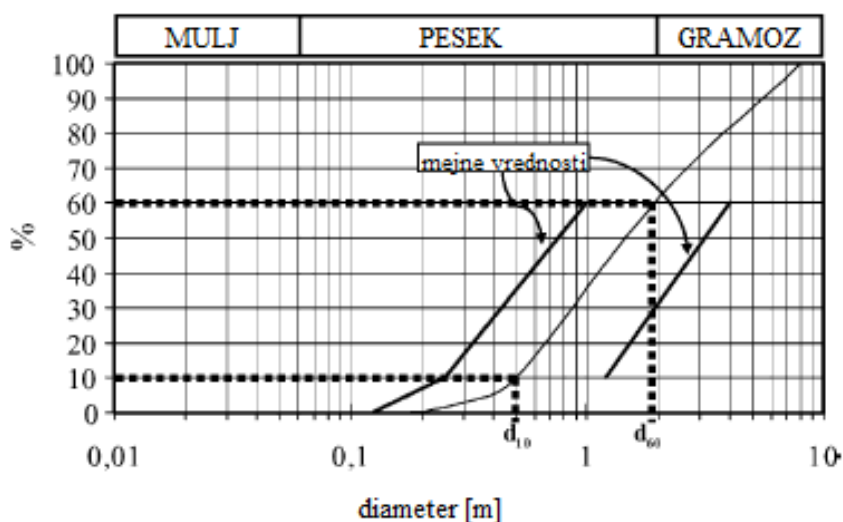
Substrat

Materiali, ki se uporabljajo za substrat v rastlinskih čistilnih napravah, so prikazani v preglednici 2.

Preglednica 2: Preglednica s poroznostjo in hidravlično prevodnostjo različnih materialov
 (Majes, Fizikalne lastnosti zemljin in hribin)

Vrsta materiala	Poroznost [-]	Darcyjev koef. [m/s]
gline	0,40-0,60	10^{-12} - 10^{-8}
melji	0,35-0,50	10^{-9} - 10^{-5}
drobni peski	0,20-0,45	10^{-7} - 10^{-2}
gramoz	0,15-0,35	10^{-3} - 10^0

Pri izbiri substrata so pomembne lastnosti d_{10} (efektivna velikost zrna), d_{60} in koeficient U , ki je razmerje med d_{60} in d_{10} . Pri tem pa je priporočljivo upoštevati določene omejitve pri izbiri substrata za vertikalne sisteme. Glavni filtrirni sloj RČN z vertikalnim tokom vode sestavlja pesek izbrane velikosti, ki pa naj bo s priporočljivimi karakteristikami $d_{10} > 0.2$ mm in $d_{60}/d_{10} < 5$ ter koeficient prepustnosti med 10^{-4} in 10^{-3} m/s (Masi, 2005).



Slika 8: Velikost substrata primerne za uporabo v V-RČN (Brix in Arias, 2005)

Nova danska priporočila (slika 8) priporočajo filtrski material z d_{10} med 0.25 mm in 1.2 mm, d_{60} med 1 mm in 4 mm ter $d_{60}/d_{10} < 3.5$ (Brix in Arias, 2005).

3.2 Polnjenje sistema

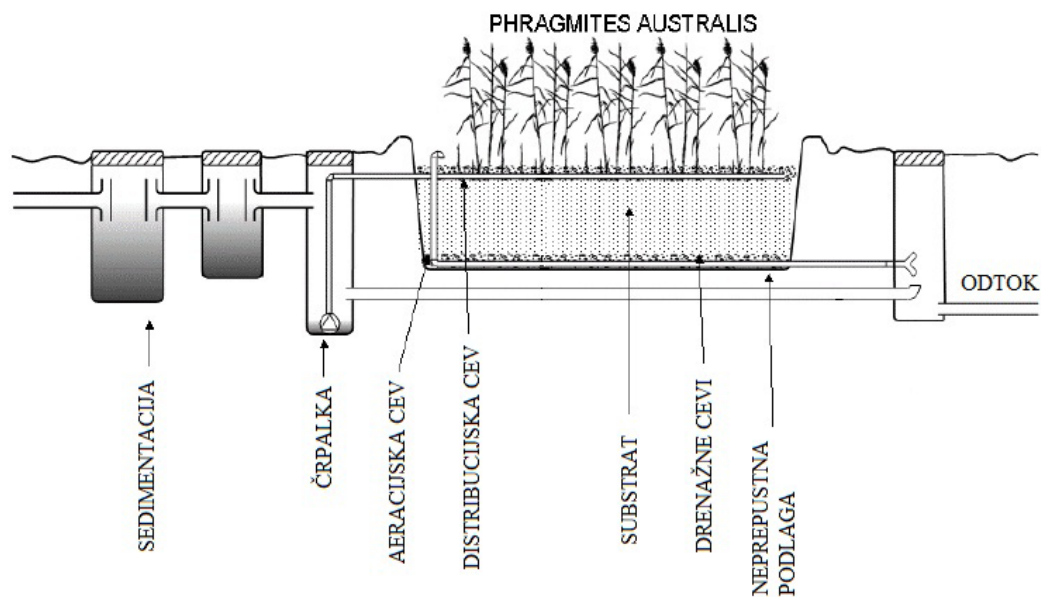
V-RČN je lahko obremenjena z enkratnim pretokom, intervalno z 8-12 pulzi na dan ali z recirkulacijo in intervalno obremenitvijo 16-24 krat na dan (Brix in Arias, 2005). Ob intervalnem polnjenju se predčiščena odpadna voda v intervalih dozira na vertikalni sistem. Če teren omogoča, če je prisotna višinska razlika med predčiščeno odpadno vodo in filtrirno gredo V-RČN, je možnost uporabe mehanskih naprav brez energije, kot so ventili in sifoni (slika 9). Če to ni mogoče, se uporablja električna, fosilna in sončna energija oziroma se uporabljajo črpalke.



Slika 9: Dozirni sistemi: sifon (levo) in ventil (desno) (www.aee.at, 23.5.2010)

Dozirni sistemi so lahko kvantitativno, kar je največkrat v uporabi, ali časovno nastavljeni, lahko pa so nastavljeni tudi količinsko in časovno hkrati.

Pri vertikalnih sistemih moramo doseči enakomerno porazdelitev odpadne vode po celotni filtrirni površini V-RČN. To je odvisno od prečnih prerezov cevi, razdalj cevi, razdalj lukenj in količine obremenitve v intervalu.



Slika 10: Distribucijski sistem s perforiranimi cevmi (Vymazal, 2010)

Odpadna voda je enakomerno porazdeljena po površini grede z mrežo tlačnih distribucijskih cevi (slika 10). Distribucijske cevi bi morale imeti premer med 32-45 mm in na vsakih 0.4-0.7 m imeti 5-7 mm velike luknje na dni cevi. V praksi naj bo volumen načrpane vode vsaj trikrat večji, kot je volumen sistema distribucijskih cevi. Frekvenca obremenitve sistema ob normalni obremenitvi za gospodinjstvo je med 8 in 12 pulzi črpanja na dan (Brix in Arias, 2005). V drenažnem sloju so nameščene drenažne cevi, ponavadi s premerom 70 mm. Drenažni sistem je pasivno aeriran z vertikalnimi cevmi, ki segajo 0.3 m nad površino grede V-RČN (Brix in Arias, 2005).

4 RČN S HORIZONTALNIM PODPOVRŠINSKIM TOKOM VODE

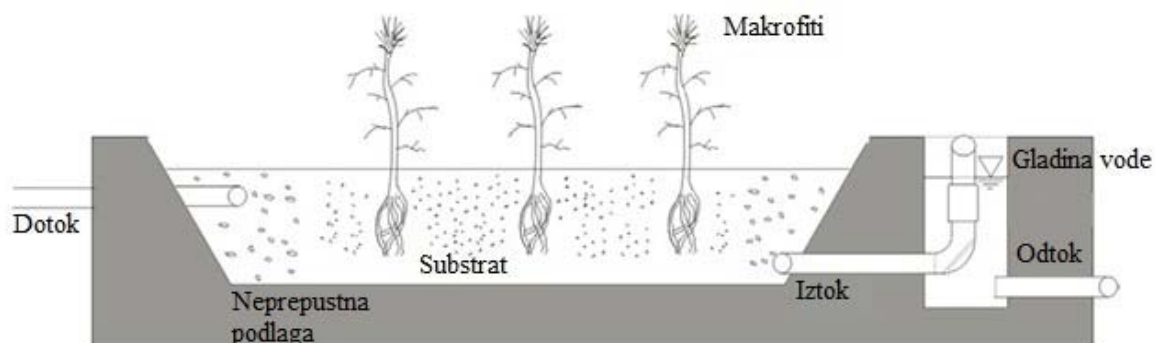
Sistem s horizontalnim podpovršinskim tokom sestavljajo greda, ki je posajena s tipičnim trsjem in obložena z neprepustno podlago. V Evropi je pogostokrat uporabljena rastlina pri RČN s horizontalnim tokom vode navadni trst (*Phragmites australis*), ki oblikuje horizontalne korenike tako, da prodrejo skozi celotno globino substrata (slika 11). Prav tako pa se uporabljajo tudi rogoz (*Thypha latifolia*), trstična pisanka (*Phalaris arundinacea*) in velika sladika (*Glyceria maxima*). Medtem, ko se v Ameriki uporablja tudi sitec (*Scripus*) (Kadlec in sod., 2000).



Slika 11: Najpogosteje uporabljeni rastlini na rastlinskih napravah: Navadni trst (levo) in rogoz (desno) (sl.wikipedia.org in www.proteus.si, 23.11.2009)

H-RČN se na eni strani naprave stalno napajajo z mehansko prečiščeno odpadno vodo. Predčiščenje je bistveno pri preprečevanju zamašitve ter zagotavljanju učinkovitega čiščenja. Odpadna voda nato počasi teče skozi substrat s horizontalnim tokom, dokler ne doseže izstopne točke, kjer se očiščena odpadna voda zbira na nasprotni strani sistema ter ohranja substrat nasičen z vodo (slika 12). Zaradi tega dejstva, so možnosti za stik med zrakom in vodo omejene ter posledično je omejen prenos kisika. Čeprav rastline preko svojih stebel prenesejo nekaj kisika iz ozračja v neposredno bližino korenin in ustvarjajo nekaj aerobnih con, je glavni del substrata anaeroben, zaradi že prej omenjenega omejenega stika med vodo in zrakom. Odpadna voda pride v stik z aerobnimi, anoksičnimi in anaerobnimi conami ter se

očisti s pretokom skozi rizosfero, kjer poteka mikrobiološka razgradnja ter fizikalni in kemični procesi (Brix, 1987, cit. po Kadlec in sod., 2000).



Slika 12: RČN s horizontalnim podpovršinskim tokom vode (Langergraber in Haberl, 2004, cit. po Langergraber, 2008)

Organske snovi se razgradijo aerobno kakor tudi anaerobno s pomočjo bakterij, pritrjenih na podzemne organe rastlin (korenine in korenike) in na površino substrata, kar vodi k njihovem učinkovitem odstranjevanju (Langergraber, 2008). Kisik, potreben za aerobno razgradnjo, iz ozračja prehaja preko listov, stebela in koreninskega sistema oziroma z difuzijo neposredno v tla, v plast okoli korenin, tako kot pri vertikalnih sistemih, kjer poteka razgradnja organskih snovi in vgrajevanje v mikrobno maso bakterij, kar je podobno dogajanju v klasičnih čistilnih napravah (Vymazal in sod., 1998). Vendar pa zmogljivost prenosa kisika ne zadostuje za zagotavljanje aerobne razgradnje v vsem substratu, zato imajo v sistemih s horizontalnim tokom vode anoksični in anaerobni procesi glavno vlogo (IWA,2000).

Suspendirane snovi, ki še niso odstranjene pred vstopom v rastlinsko čistilno napravo, so uspešno odstranjene s filtracijo in sedimentacijo. Horizontalni sistemi dosežejo dobro učinkovitost tudi pri odstranjevanju KPK (Cooper in sod., 1996, cit. po Kadlec in sod., 2000).

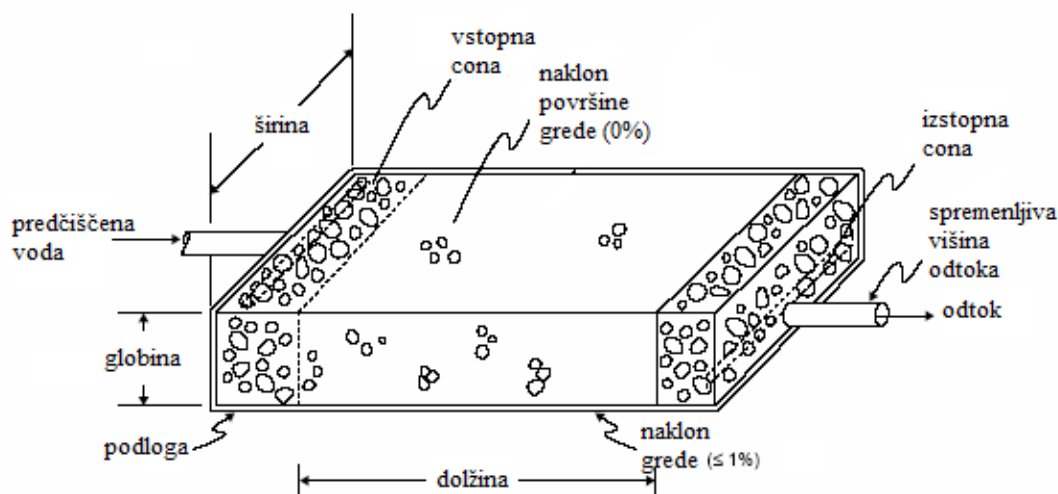
Odstranjevanje hranilnih snovi pa je manj učinkovito, zaradi nesposobnosti sistema za oksidacijo amoniaka, ki je prevladujoča oblika dušika v komunalni odpadni vodi (Vymazal, 2005).

Dušik je v sistemih s horizontalnim tokom vode odstranjen z nitrifikacijo in denitrifikacijo, ki sta glavna mehanizma odstranjevanja, ter z izhlapevanjem, adsorpcijo in privzemom rastlin, ki so manj pomembni. Nitrifikacijske bakterije v aerobni coni oksidirajo amoniak v nitrat, nitrati pa so z denitrifikacijskimi bakterijami reducirani v molekularni dušik v anoksičnem območju (Cooper in sod., 1996, cit. po Kadlec in sod., 2000). Različne meritve na terenu so pokazale, da je oksigenacija rizosfere RČN s horizontalnim tokom vode pomanjkljiva in da je nitrifikacija nedokončana, kar je glavni razlog za omejeno odstranjevanje dušika (Vymazal, 2005).

Fosfor je iz odpadne vode odstranjen predvsem s fizikalnimi mehanizmi, ki niso pod vplivom koncentracije kisika. Na primer z reakcijami izmenjave ligandov, v katerih fosfor premesti hidroksilne ione ali ione vode s površine Fe ali Al oksidov. Vendar pa uporabljeni substrat v RČN s horizontalnim tokom vode (na primer gramoz) pogostokrat ne vsebuje velikih količin Fe, Al ali Ca in zato je odstranjevanje fosforja v splošnem slabo (Kadlec in sod., 2000).

4.1 Sestava RČN s horizontalnim tokom vode

Da zagotovimo neprepustnost, morajo biti grede H-RČN obložene z neprepustno podlago. Pri tem se največkrat uporabljajo HDPE ali PVC folija, glina ali pa geotekstil. Gladina vode se v H-RČN ohranja od 5 do 15 cm pod površino, da se zagotovi podpovršinski tok. Greda mora biti široka in plitva, tako da je pot vode čim daljša. Uporabiti je potrebno široko dovodno območje za enakomerno razdelitev pretoka.



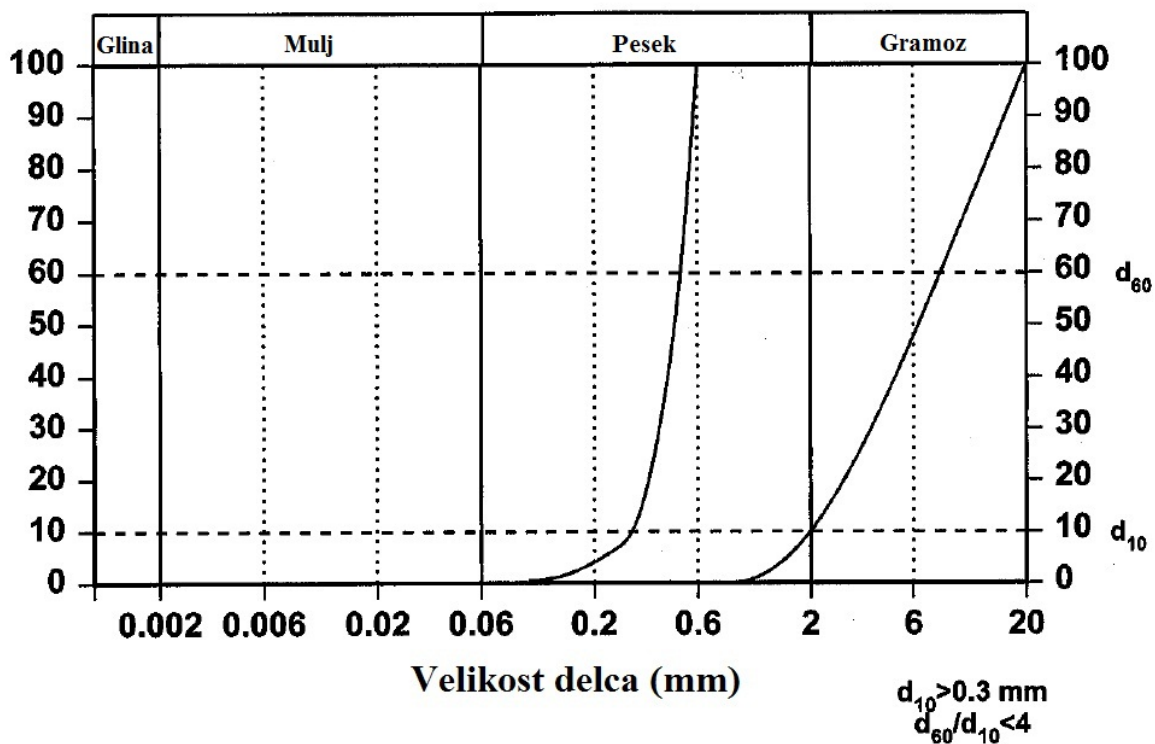
Slika 13: Elementi RČN s horizontalnim podpovršinskim tokom vode (EPA, 2000)

V gredi je majhen, okrogel, enakomerno velik gramoz (3-32 mm v premeru), ki mora biti čist in brez nečistoč, zaradi možnosti zamašitev. Pesek je prav tako sprejemljiv, vendar pa je bolj nagnjen k mašenju sistema (Akvopedia, 2011). Prav tako je na vstopnem in izstopnem območju priporočena uporaba večjega substrata (40-80 mm), kot so kamni, da se zagotovi učinkovita porazdelitev odpadne vode in enostavno čiščenje, če pride so zamašitve sistema (EPA, 2000).

Filtracijska greda je globine 0.6-0.8 m, kar omogoča prodor korenin močvirnatih rastlin skozi celotno gredo in zagotavlja oksidacijo s kisikom, ki ga dovajajo korenine (slika 13). Korenine in korenike močvirskih rastlin so votle in vsebujejo z zrakom napolnjene kanale, ki so povezani z atmosfero z namenom transporta kisika v koreninski sistem. Večino kisika porabijo že same korenine in korenike za dihanje, vendar pa, ker korenine niso popolnoma neprepustne za plin, se nekaj kisika izgubi v rizosferi (Brix, 1994, cit. po. Kadlec in sod., 2000). In ravno ta količina bi morala zadoščati za izpolnitev pogojev za aerobno razgradnjo snovi, ki so porabniki kisika v odpadni vodi, kot tudi za nitrifikacijo amoniaka. Vendar pa so številne študije pokazale, da temu ni tako (Brix, 1990, cit. po Vymazal in sod., 2006). Nezadostne zaloge kisika rezultirajo v nedokončanem procesu nitrifikacije (Langergraber, 2008).

Substrat

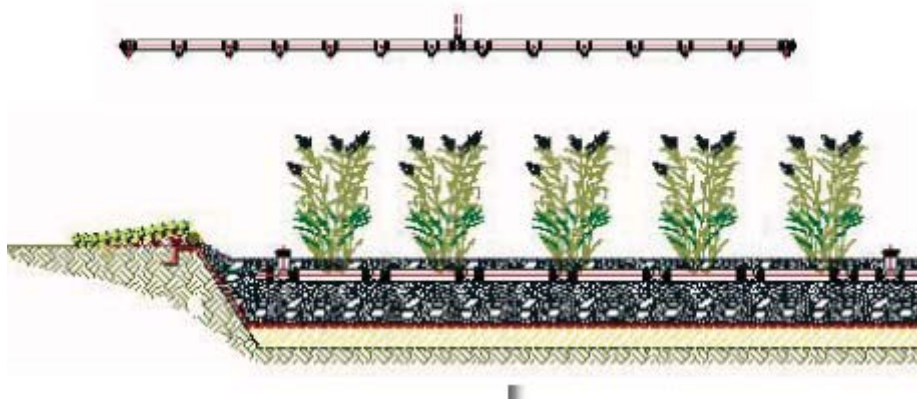
Premer medija uporabljenega v H-RČN se giblje od 0,2 mm do 30 mm (ÖNORM B 2505, 1996, Vymazal, 1997, GFA, 1998, EC/EWPCA, 1990, US EPA, 1988, Steiner in Watson, 1993, US EPA, 1993, Reed in sod., 1995, US EPA, 2000). Hidravlična prevodnost substrata v H-RČN mora biti med 200 m/dan in 1000 m/dan. To lahko dosežemo z izbiro peska ali gramoza za substrat, ki ustreza naslednjim kriterijem: d_{10} naj bo med 0.3 in 2.0 mm, d_{60} med 0.5 in 8 mm in d_{60}/d_{10} naj bo manj kot 4 (slika 14). Vsebnost gline in mulja mora biti zanemarljiva (manj kot 0.5 %) (Brix in Johansen, 1999).



Slika 14: Velikost delcev peska in gramoza primernih za uporabo v H-RČN (Brix in Johansen, 1999)

4.2 Oblikovanje H-RČN

Skupen cilj dozirnih sistemov je omogočiti enakomerno porazdelitev odpadne vode vzdolž vseh prečnih površin gred. Ponavadi je dozirni sistem izveden s HDPE ali PVC deli cevi in opremo, ki se nahaja v prvem metru grede (obložena z grobim medijem). Običajno je postavljen na enaki višini kot nivo vode (slika 15), lahko pa je nameščen tudi na dnu (to predstavlja več težav pri vzdrževanju).



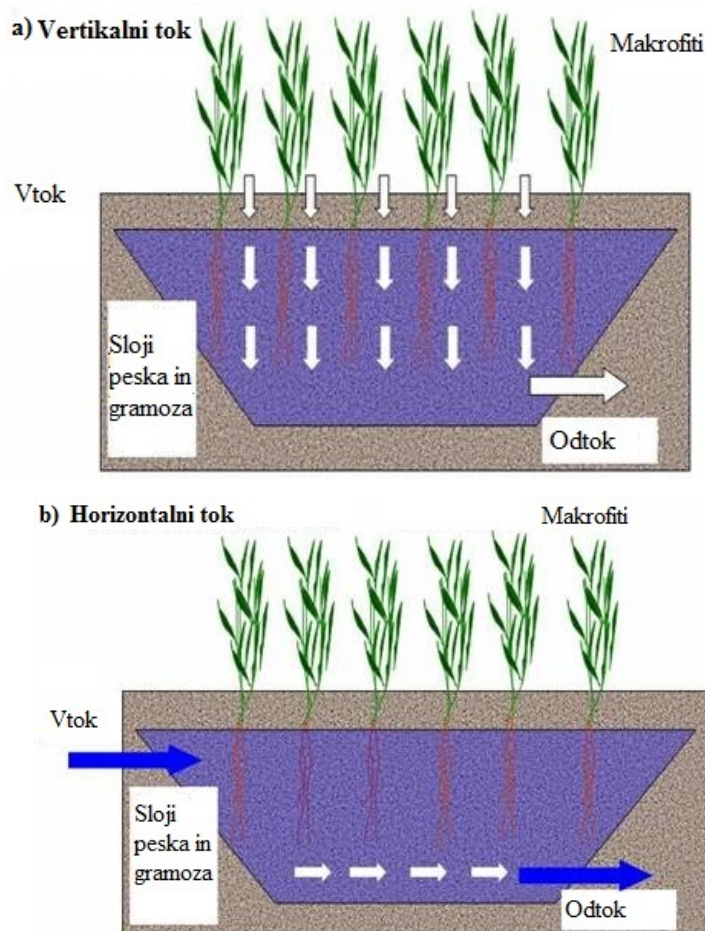
Slika 15: Prečni prerez dozirnega sistema (Masi, 2005)

Širina dozirnega sistema je ponavadi enaka širini grede.

5 PRIMERJAVA OBEH SISTEMOV

5.1 Splošna primerjava

Kot že sami imeni obeh sistemov povesta, je njuna glavna razlika smer toka vode (slika 16).



Slika 16: Prikaz sistema z vertikalnim (a) oziroma s horizontalnim (b) podpovršinskim tokom
(ces.iisc.ernet.in, 29.01.2011)

Vendar pa je delovanje V-RČN bolj zapleteno kot pri drugih zasnovah RČN. Odpadna voda se v vertikalne sisteme dozira intervalno in včasih predstavljajo več vertikalno zloženih plasti, da se zagotovi enakomerno porazdelitev dotočne odpadne vode, difuzije kisika, ustrezen čas zadrževanja in omejitev zamašitev sistema. Intervalno polnjenje sistema se pri V-RČN izvaja z uporabo mehničnega dozirnega sistema. Pri sistemih s horizontalnim tokom vode ni

posebnega dozirnega sistema; voda stalno, gravitacijsko doteka na napravo. Sistema se razlikujeta v sistemu doziranja, zato pride do razlike v tehničnih zahtevah sistemov. Vertikalni sistem ima višje zahteve kot horizontalni sistem. Zaradi različnega sistema polnjenja je razlika med sistemoma njuna učinkovitost čiščenja, predvsem pri odstranjevanju dušika, kar je predstavljeno v nadaljevanju.

Med glavne razlike spada tudi velikost sistemov, saj H-RČN za učinkovito čiščenje potrebujejo veliko večjo površino (3-5 m²/PE, tudi 10 m²/PE), medtem ko V-RČN potrebujejo le 2-3 m²/PE (Masi, 2005). Vertikalni sistemi imajo krajše zadrževalne čase in krajše pretočne razdalje z razliko od H-RČN, ki imajo lahko dolge pretočne razdalje in daljše čase zadrževanja odpadne vode v sistemu (Luederitz in sod., 2001). Prav tako je razlika tudi v poroznosti oziroma izbiri filtrirnega materiala. V V-RČN je ponavadi malo manjši substrat (0.25mm<d₁₀<1.2mm, d₆₀ 1-4 mm in U<3.5) (Brix in Arias, 2005), v H-RČN pa je substrat z večjo frakcijo (0.3 mm<d₁₀<2mm, d₆₀ 0.5-8 mm in U<4) (Brix in Johansen, 1999).

Tako pri V-RČN in kot tudi pri H-RČN je priporočljivo uporabiti predhodno čiščenje. Namen predhodnega čiščenja je zmanjševanje koncentracije lahko razpadajočih organskih snovi, ki bi se lahko drugače akumulirale v notranjosti rastlinske čistilne naprave, zaradi česar bi lahko prišlo do zamašitve sistema, do smradu in do neugodnega vpliva na rastline (Crites in sod., 2006).

Podobnosti sistemov se najdejo v zmernih investicijski stroških. Razlikujeta pa se v stroških obratovanja, ki so povezani z vsakdanjim delovanjem in predstavljajo porabo električne energije sistemov s črpalkami za ustrezno pretakanje odpadne vode. Ponavadi pri horizontalnih sistemih električna energija ni potrebna. Pri vertikalnih sistemih pa je zaradi intervalnega dozirnega sistema priporočljiva uporaba črpalk in električne energije, kar zviša obratovalne stroške. Pri tem gre pripomniti, da imajo horizontalni sistemi daljši življenjski cikel od vertikalnih sistemov. To pa zato, ker lahko začetna visoka učinkovitost vertikalnih sistemov izgubi na svoji moči, zaradi nasičenosti sistema.

5.2 Pogoji in učinkovitost čiščenja

Pri obeh sistemih lahko dosežemo visoko učinkovitost čiščenja vendar pod drugačnimi pogoji (Luederitz in sod., 2001). Sistema se razlikujeta v aerobnih oziroma anaerobnih pogojih (Akvopedia, 2011). V horizontalnih sistemih so, zaradi stalnega dotoka odpadne vode v sistem, v substratu anaerobne cone, kar vodi k nasičenosti substrata in omejenem prenosu kisika. Pri V-RČN je intervalni dotok odpadne vode v sistem, pri tem se substrat pred naslednjim polnjenjem osuši (IWA, 2000). S tem je omogočen lažji dostop kisika v substrat, kjer so glavni del čiščenja aerobne cone (Vymazal, 2010). Zaradi razlik v aerobnih pogojih se sistema razlikujeta tudi v učinkovitosti odstranjevanja dušika oziroma v procesu nitrifikacije, ki je striktno aeroben proces in v procesu denitrifikacije, ki poteka v odsotnosti kisika (preglednica 3) (Wikipedia, 2011). V V-RČN je intenzivna nitrifikacija in slaba denitrifikacija, medtem ko je v horizontalnih sistemih slaba nitrifikacija in zelo hitra denitrifikacija (Masi, 2005).

Preglednica 3: Odstranjevanje posameznih parametrov (European Commission, 2001)

Parametri	Organske snovi (OS)	Skupni Kjeldahlov dušik (TKN)	Skupni dušik	Skupni fosfor	Mikrobiološko odstranjevanje
H-RČN	da	slaba denitrifikacija	dobra denitrifikacija	ne	ne
V-RČN	da	da	ne*	ne	ne

*V sistemih intervalnega polnjenja sočasno poteka odstranjevanje dušika.

Sistema sta si pri ostalih bioloških in fizikalno-kemičnih procesih, ki pripomorejo pri odstranjevanju dušika, podobna (preglednica 4).

Preglednica 4: Primerjava procesov odstranjevanja dušika (Vymazal, 2007)

	H-RČN	V-RČN
Izhlapevanje	nič	nič
Amonifikacija	visoka	visoka
Nitrifikacija	zelo slaba	zelo dobra
Denitrifikacija	zelo dobra	zelo slaba
Mikrobiološki privzem	slab	slab
Privzem rastlin	slab	slab

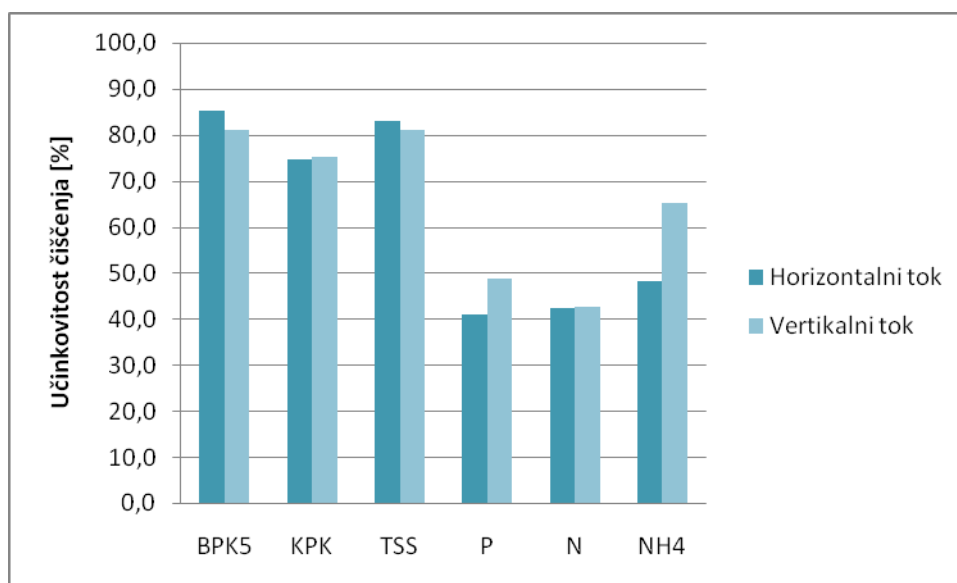
Vertikalni sistemi so učinkovitejši pri odstranjevanju amonija (65.4%) kot H-RČN (48.3%) zaradi višje oksigenacije (preglednica 5). Po drugi strani pa je potencial odstranitve nitratov v V-RČN zelo majhen in obstajajo precejšnje možnosti zvišanja koncentracije nitratov na odtoku. Horizontalni sistemi so pri odstranitvi nitratov 34.5 % učinkoviti. Učinkovitost sistemov s podpovršinskim tokom vode pri odstranjevanju dušika iz odpadnih voda, ki so bogate z amonijevim dušikom, je pogosto relativno slaba in izkazalo se je, da jo je težko natančno napovedati (Brix, 1990, Schierup in sod. 1990, Meulemann, 1994, Verhoeven in Meuleman, 1999, Tanner in sod., 1999 cit. po Luderitz in sod., 2001). S tem se zdi, da obstajajo velike razlike med horizontalnimi in vertikalnimi sistemi. Glede skupnega dušika, so povprečne odtočne koncentracije 25 % višje v vertikalnih sistemih, kot pa v H-RČN (v.Felde in sod., 1997, cit. po Luederitz in sod., 2001)

V preglednici 5 so povprečne vrednosti podatkov iz Avstralije, Avstrije, Brazilije, Kanade, Češke, Danske, Nemčije, Indije, Mehike, Nove Zelandije, Poljske, Slovenije, Švedske, Anglije in Združenih držav Amerike (Vymazal, 2001, cit. po Vymazal in sod., 2006).

Preglednica 5: Primerjava učinkovitosti sistemov s horizontalnim in vertikalnim tokom
(Vymazal, 2001, cit. po Vymazal in sod., 2006)

	Koncentracija pri horizontalnem podpovršinskem toku			Koncentracija pri vertikalnem podpovršinskem toku		
	Dotok [mg/l]	Odtok [mg/l]	Učinkovitost [%]	Dotok [mg/l]	Odtok [mg/l]	Učinkovitost [%]
BPK₅	108	16	85,2	145	27,2	81,2
KPK	284	72	74,6	303	75	75,2
TSS	107	18,1	83,1	97	18,4	81,0
P	8,74	5,15	41,1	8,6	4,4	48,8
N	46,6	26,9	42,3	61	35	42,6
NH₄	38,9	20,1	48,3	45,6	15,8	65,4
NO₃	4,38	2,87	34,5	1,55	15,1	-

Odstranjevanje organskih in suspendiranih snovi je v obeh sistemih visoko, vendar pa se razlikujeta v različnih pogojih odstranjevanja organskih snovi (slika 17). Organske snovi se v vertikalnih sistemih odstranijo predvsem z aerobno razgradnjo mikrobiološke rasti. Kisik, potreben za aerobno razgradnjo, je na voljo direktno iz atmosfere z difuzijo ali z uhajanjem kisika iz korenin makrofitov v rizosfero. Vendar pa je ta količina kisika majhna v primerjavi s količino kisika, ki jo vnesemo v sistem z dozirnimi sistemom (Cooper in sod., 1996, cit. po Kadlec in sod., 2000). Pri horizontalnih sistemih je način prenosa kisika v rizosfero enak, vendar pa ni dodatnega vnosa kisika s prezračevanjem gred, ker je sistem ves čas nasičen (ni intervalnega polnjenja). Zmogljivost prenosa kisika ne zadostuje za zagotavljanje aerobne razgradnje, zato imajo v sistemih s horizontalnim tokom vode anoksični in anaerobni procesi glavno vlogo (IWA, 2000). Razlika v procesih odstranjevanja organskih snovi je predvsem posledica stalnega dotoka pri horizontalnih sistemih in intervalnega dotoka z dozirnimi sistemi pri vertikalnih sistemih.



Slika 17: Primerjava učinkovitosti odstranjevanja različnih snovi pri vertikalnem in horizontalnem toku (Vymazal, 2001, cit. po Vymazal in sod., 2006)

Mehanizmi odstranjevanja fosforja so pri obeh sistemih enaki, vendar vseeno pride do malenkostnega odstopanja pri njihovi učinkovitosti čiščenja.

6 MATEMATIČNI MODELI

Naloga dimenzioniranja rastlinske čistilne naprave za čiščenje odpadnih voda je določiti takšne dimenzije naprave, ki bodo zagotavljale potreben čas zadrževanja odpadne vode, da bodo koncentracije onesnaževal pod vrednostmi določenimi z zakonom.

6.1 Osnove

RČN lahko poenostavljeno predstavimo kot kemijski reaktor. Reaktor predstavlja zaključen sistem z vtokom in iztokom, v katerem je dotekajoča odpadna voda podvržena različnim fizikalnim in biokemijskim procesom. Matematično modeliranje kakovostnih in količinskih sprememb v odpadni vodi temelji na masni bilanci snovi (Rismal in Kompare, 1997-2002):

$$\text{akumulacija} = \text{dotok} - \text{iztok} \pm \Sigma \text{reakcija} \quad (6)$$

Akumulacija predstavlja spremembo mase M v sistemu skozi določeno časovno obdobje t (Chapra, 1997):

$$\text{akumulacija} = \frac{\Delta M}{\Delta t} \quad (7)$$

Masa M je povezana s koncentracijo C z enačbo:

$$C = \frac{M}{V} \rightarrow M = V \cdot C \quad (8)$$

kjer V predstavlja volumen sistema. Tako lahko izraz za akumulacijo zapišemo kot

$$\text{akumulacija} = \frac{\Delta C \cdot \Delta V}{\Delta t} \quad (9)$$

Ob predpostavki, da je volumen reaktorja konstanten in da je Δt zelo majhen, lahko akumulacijo izrazimo v diferencialni obliki

$$\text{akumulacija} = V \frac{dC}{dt} \quad (10)$$

Sestavo dotoka odpadne vode v reaktor lahko zapišemo kot

$$\text{dotok} = Q \cdot C_{in} \quad (11)$$

In sestavo odtoka odpadne vode kot

$$\text{iztok} = Q \cdot C_{out} \quad (12)$$

Tako lahko masno bilanco zapišemo bolj matematično

$$V \frac{dC}{dt} = Q_{in} \cdot C_{in} - Q_{out} \cdot C_{out} \pm r \cdot V, \quad (13)$$

kjer je C opazovana koncentracija neke snovi v reaktorju [kg/m^3], V volumen reaktorja [m^3], Q pretok medija [m^3/s] s koncentracijo C_{in} opazovane snovi na vtoku [mg/l] oziroma C_{out} opazovane snovi na iztoku [mg/l] in r hitrost reakcije [$1/\text{s}$].

Enačba 13 velja za primer, da je pretok skozi reaktor stalen in ob predpostavki, da reaktor zapušča povprečna koncentracija C , s katero smo opisali stanje v reaktorju. Če pretok ni stalen, velja enačba 14:

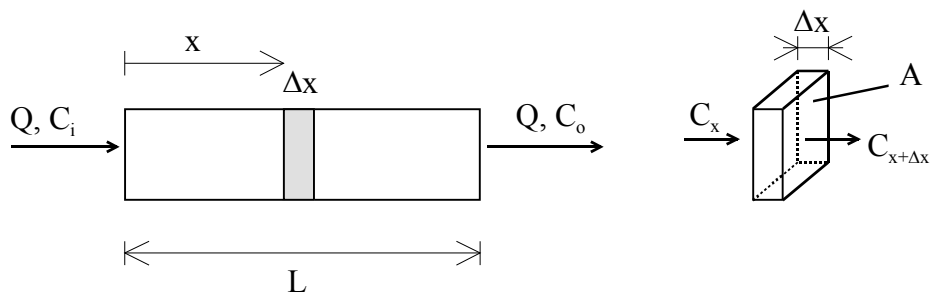
$$\frac{dVC}{dt} = V \frac{\partial C}{\partial t} + C \frac{\partial V}{\partial t} = Q_i \cdot C_i - Q \cdot C \pm r \cdot V, \quad (14)$$

kjer uporabimo totalni diferencial tako za spremembo volumna kot tudi koncentracije.

V nadaljevanju so opisani idealni reaktorji, ki predstavljajo le približek realnosti in dovoljujejo poenostavitev reakcij znotraj reaktorskega volumna.

6.2 Cevni reaktor (angl. *plug flow reactor PFR*)

Cevni reaktor je pretočni reaktor v obliki cevi, pri katerem je poudarjena vzdolžna dimenzija, vzdolž katere teče voda skozi reaktor (slika 18). Zaradi tega ni mogoče doseči homogeniziranih pogojev vzdolž toka, pač pa le popolno premešanost v prečnem prerezu, pravokotno na smer toka.



Slika 18: Cevni reaktor s kontrolnim elementom

Pri karakterizaciji tega reaktorja predpostavimo idealne razmere, da je kontrolni element z infinitezimalnim volumnom ΔV popolnoma premešan in da se opazovani element toka, ki potuje s tokom, ne meša z elementi neposredno pred ali za njim (ni vzdolžne disperzije). Tako predpostavljamo, da je zadrževalni čas vseh tekočinskih elementov, ki vstopajo v cevni reaktor, enak.

Masno bilanco za diferencialni element dolžine Δx lahko zapišemo kot (Kompore, 2003):

$$\Delta V \cdot \frac{\Delta C_x}{\Delta t} = Q \cdot C_x - Q \cdot C_{x+\Delta x} - \Delta V \cdot r_x \quad (15)$$

Enačbo delimo z volumnom $V = A \cdot \Delta x$ in namesto C_x pišemo kar C , za razliko koncentracij na vstopu in izstopu iz kontrolnega volumna pa ΔC . Potem dobimo:

$$\frac{\Delta C}{\Delta t} = -\frac{Q \cdot \Delta C}{A \cdot \Delta x} - kC \quad (16)$$

Če upoštevamo limito $\Delta t \rightarrow 0$, dobimo diferencialno obliko

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - kC = -u \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - kC, \quad (17)$$

kjer je u povprečna hitrost toka skozi cevni reaktor $u = Q/A$.

Enačba 17 je splošna enačba za opis tako časovno kot lokacijsko odvisne koncentracije v sklenjenem cevnem reaktorju.

Če se koncentracija s časom ne spreminja ($\partial C/\partial t = 0$), so stacionarni pogoji, dobimo:

$$\frac{\partial C}{\partial x} = -\frac{k}{u} C \quad (18)$$

S separacijo spremenljivk lahko to enačbo integriramo

$$\int_{C_0}^C \frac{dC}{C} = \int_0^x -\frac{k}{u} \cdot dx \quad (19)$$

in ob upoštevanju začetnega pogoja $x=0 \rightarrow C=C_0$ dobimo:

$$\ln C - \ln C_0 = -\frac{k}{u} \cdot x \quad (20)$$

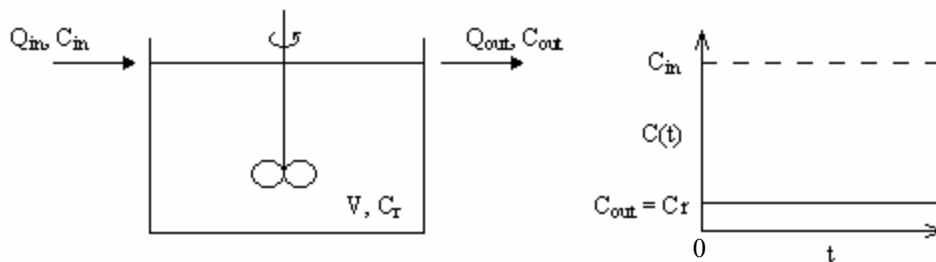
Kar lahko zapišemo kot:

$$C = C_0 \cdot e^{-\frac{k}{u} \cdot x} \quad \text{oziroma} \quad C = C_0 \cdot e^{-k \cdot \theta}, \quad (21)$$

kjer smo upoštevali, da je $\theta = x/u$.

6.3 Popolnoma premešani pretočni reaktor (angl. *completely stirred tank reactor CSTR*)

Popolna premešanost reaktorja in stalen pretok, ki lahko zagotovi stacionarne razmere v reaktorju, omogočata enakomerno razporeditev reaktantov po celotni prostornini reaktorja. Tako je iztočna koncentracija hkrati tudi koncentracija v katerikoli točki reaktorja (slika 19).



Slika 19: Popolnoma premešan pretočni reaktor

Enačba masne bilance:

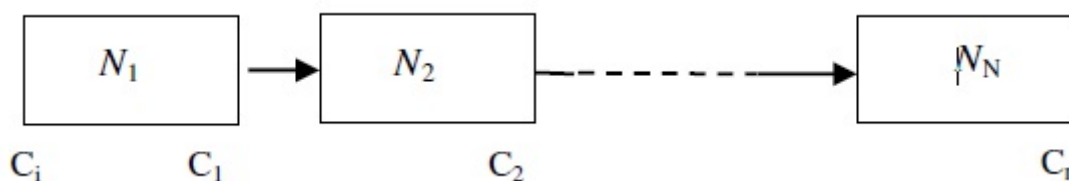
$$V \frac{\partial C}{\partial t} = Q_{in} \cdot C_{in} - Q_{out} \cdot C_{out} \pm r \cdot V \quad (22)$$

Ob predpostavki, da se koncentracija s časom ne spreminja ($\frac{\partial C}{\partial t} = 0$), se enačba 22 z deljenjem z volumnom V spremeni v naslednjo obliko:

$$-r = \frac{Q}{V} \cdot (C_{in} - C_{out}) \quad (23)$$

6.4 Kaskadni (homogeni) kontinuirni reaktorji (angl. *cascading tank reactor CTR*)

V tem reaktorju je več enako velikih reaktorjev CSTR (slika 20). Koncentracija ob izpustu poljubnega reaktorja je enaka obremenitvi reaktorju, ki mu sledi.



Slika 20: kaskadni reaktor z n popolnoma premešanimi pretočnimi reaktorji (CSTR)

Prednost sistema je v povečani učinkovitosti na račun dejstva, da se vtočna koncentracija z naraščanjem števila kaskad zmanjšuje. Če želimo doseči želeno iztočno koncentracijo, sta v primerjavi s popolnoma premešanim pretočnim reaktorjem pri kaskadnem potrebna manjši volumen ter krajši zadrževalni čas.

Enačba masne bilance za n -ti reaktor zapišemo (Kompore, 2003):

$$Q \cdot C_{n-1} + V \cdot r = Q \cdot C_n \quad (24)$$

Predpostavimo, da veljajo reakcije I. reda. $r = -k \cdot C_n$

$$Q \cdot C_{n-1} - V \cdot k \cdot C_n = Q \cdot C_n \quad (25)$$

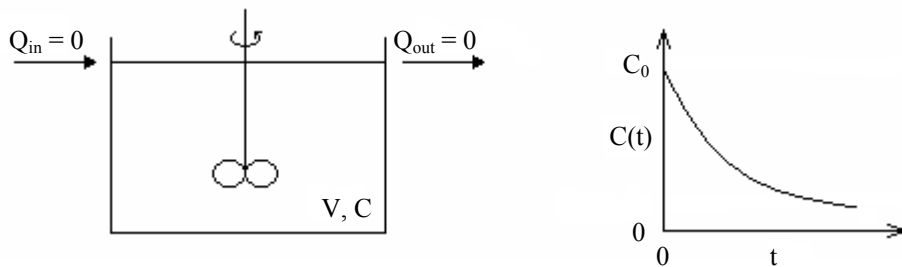
Koncentracijo v n -tem reaktorju lahko zapišemo kot:

$$C_n = \frac{C_{n-1}}{1 + k \cdot \theta} \quad \text{oziroma} \quad C_n = \frac{C_i}{(1 + k \cdot \theta)^n} \quad (26)$$

Pri tem smo upoštevali, da je $\theta=V/Q$ teoretični zadrževalni čas (čas potreben, da gre tekočinski delček skozi en reakcijski bazen) in k koeficient hitrosti reakcije.

6.5 Popolnoma premešan šaržni reaktor (angl. *batch reactor*)

Preprosti cikel pri šaržnem reaktorju poteka tako, da se bazen najprej hitro napolni z odpadno vodo, nato reaktanti zreagirajo med seboj, potem pa očiščena voda s produkti odteče iz reaktorja. Sam potek reakcije je lahko le nestacionaren (koncentracija se s časom spreminja), ker ni ne dotoka ne iztoka iz sistema.



Slika 21: Šaržni reaktor

Enačba masne bilance:

$$V \frac{\partial C}{\partial t} = Q \cdot C_i - Q \cdot C \pm r \cdot V \quad (27)$$

se poenostavi v:
$$V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = -r \cdot V \quad (28)$$

Če predpostavimo, da je volumen reaktorja konstanten, dobimo naslednji preprosti izraz za masno bilanco šaržnega reaktorja (Grady in sod., 1999):

$$r = -\frac{dC}{dt} \quad (29)$$

Če predpostavimo reakcijo prvega reda, rešitev že poznamo, in sicer:

$$C = C_i \cdot e^{-k \cdot t} \quad (30)$$

V primerjavi s popolnoma premešanim pretočnim reaktorjem je pri šaržnem reaktorju iztočna koncentracija nižja, ker ni stalnega dotoka novih reaktantov v sistem.

7 MATEMETIČNO MODELIRANJE RČN

Zasnova rastlinskih čistilnih naprav je ob predpostavki, da je na voljo dovolj velika površina za njeno umestitev v prostor, relativno enostavna (Haberl in sod., 2003). Dejavnika, ki vplivata na načrtovanje in samo izvedo rastlinske čistilne naprave, sta vrsta odpadne vode in cilji čiščenja. Učinkovitost delovanja rastlinske čistilne naprave lahko predvidimo na podlagi hidroloških spremenljivk in kvalitete dotočne odpadne vode. Parametri, kot so pretok, zadrževalni čas in globina grede, odločilno vplivajo na procese čiščenja, zato zahtevajo posebno pozornost pri načrtovanju sistema.

Vendar pa je razumevanje delovanja RČN težko, zaradi velikega števila fizikalnih, kemičnih in bioloških procesov, ki se hkrati odvijajo in vplivajo drug na drugega. Zaradi tega so bile RČN imenovane kar »črne skrinjice« (»black boxes«). Dolgo časa ni bilo prizadevanj za razumevanje omenjenih procesov čiščenja odpadnih voda, zato večina razpoložljivih smernic za načrtovanje RČN temelji na izkušnjah oziroma eksperimentalnih modelih, kjer se ne upoštevajo medsebojni vplivi atmosfere, rastlin, substrata, vode in mikroorganizmov. Med eksperimentalne modele uvrščamo empirična pravila, regresijske enačbe in modele prvega reda. Šele v zadnjih letih narašča zanimanje za numerično modeliranje matematičnih modelov RČN s podpovršinskim tokom vode, čigar glavni cilj je boljše razumevanje delovanja RČN vključno z biokemijskimi spremembami in procesi razgradnje, ki se pojavljajo v RČN, kar omogoča vpogled v »črne skrinjice«.

Na splošno je mogoče rastlinske čistilne naprave obravnavati kot idealne reaktorje, ki predstavljajo le približek realnosti in dovoljujejo poenostavitve reakcij znotraj reaktorja. Pri enostavnih modelih z uporabo poenostavljenih enačb gre pogosto za predpostavke, da je vodni tok homogen in enodimenzionalen ali celo do poenostavljanja modela do cevnega reaktorja z ali brez hidrodinamične disperzije. Tako lahko RČN obravnavamo kot cevni reaktor (PFR) ali kot popolnoma premešani pretočni reaktor (CSTR). Drug pristop za opisovanje tokovnih vzorcev v RČN je model kaskadnih reaktorjev v vrsti (CTR), ki temelji na modelu CSTR. V tem modelu je RČN razdeljena v več enako velikih reaktorjev CSTR in koncentracija C določenega onesnaževala ob izpustu posameznega reaktorja je enaka enotni notranji koncentraciji (Kadlec in Knight, 1996, cit. po Kadlec in sod., 2000).

7.1 Izkustvena oziroma empirična pravila

Z inženirskega vidika so empirična pravila najhitrejše vendar tudi nepopolne metode načrtovanja. Kot že samo ime pove, izkustvena pravila izhajajo iz izkušenj pridobljenih v različnih državah, pogosto z uporabo različnih gradbenih praks in materialov. Ker temeljijo na ploskovnih koeficientih, kot na primer »površina na populacijsko enoto« ali kot »površina na gram KPK« pridobljenih iz opazovanj široke palete sistemov, klimatskih pogojev in vrst odpadnih voda, se ta empirična pravila lahko zelo razlikujejo.

7.2 Regresijske enačbe

Glede na to, da je bila v glavnem večina preiskav o RČN osredotočena na vhodne-izhodne (V / I) podatke in ne na podatke notranjih procesov, se zdi, da so regresijske enačbe koristno orodje pri razlagi in uporabi teh V / I podatkov. Pomembni faktorji, kot so klima, material grede, greda (dolžina, širina, globina) itd., so zapostavljeni, kar vodi do raznovrstnih regresijskih enačb in s tem v veliko negotovost pri načrtovanju.

Korelacijski koeficient je koristen podatek, saj pokaže delež variabilnosti, ki je opisana v regresijski enačbi. Najpogostejše regresijske spremenljivke so koncentracije na dotoku in iztoku, hidravlična obremenitev (*angl. hydraulic loading rate* HLR), odstotek učinkovitosti zmanjševanja koncentracije (EFF) in odstotek učinkovitosti odstranjevanja mase (RED).

Hidravlično obremenitev (HLR) zapišemo kot razmerje med pretokom (m^3/dan) in površino mokrišča (m^2) in jo merimo v $m^3/dan/m^2$ oziroma cm/dan :

$$q = \frac{Q}{A} \tag{31}$$

Za RČN za čiščenje odpadne vode iz malih gospodinjstev s površinskim tokom je njena vrednost v intervalu od 1.4 do 22 cm/dan (povprečna vrednost je 5.4 cm/dan) in za sisteme s podpovršinskim tokom od 1.3 do 26 cm/dan (povprečna vrednost je 7.5 cm/dan). Priporočene

vrednosti po Knight-u (1990) pa so 2.5-5 cm/dan za površinske in 6-8 cm/dan za podpovršinske sisteme.

Stopnja zadrževanja onesnaževal na dotoku (LR_i) na rastlinsko čistilno napravo je definirana kot:

$$LR_i = qC_i \quad (32)$$

Odstotek učinkovitosti zmanjševanja koncentracije je

$$EFF = 100 \frac{C_i - C_0}{C_i} \quad (33)$$

Odstotek učinkovitosti odstranjevanja mase je

$$RED = 100 \frac{LR_i - LR_0}{LR_i} \quad (34)$$

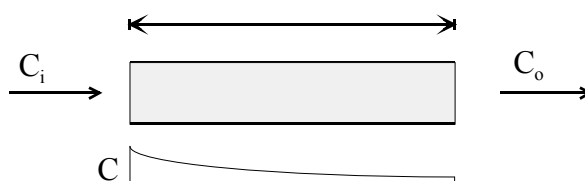
Parameter RED vključuje celotno vodno masno bilanco in pojasnjuje usodo mase onesnaževal, ki vstopajo na RČN.

7.3 k-C* model

Ena od metod ocenjevanja sposobnosti zadrževanja kemikalij rastlinskih čistilnih naprav je z uporabo enačb, ki imajo teoretično osnovo ali so določene na empiričen način iz velikih podatkovnih baz obstoječih RČN. En tak splošni model, imenovani $k-C^*$ model, je zasnovan na masni bilanci cevnega reaktorja (Kadlec in Knight, 1996). Veliko literature o načrtovanju RČN domneva, da je primeren model RČN cevni reaktor (Crites in sod., 2006, Kadlec, 2009).

Modeliranje RČN sestavljajo enačbe prvega reda, ki v primeru konstantnih pogojev (dotoka, pretoka in koncentracij) napovedujejo, da koncentracije onesnaževal eksponentno upadajo z razdaljo pri prehodu skozi sistem, od vtoka do iztoka (slika 22). Te ugotovitve so v skladu z

modelom prvega reda, kjer je hitrost odstranjevanja v sorazmerju s koncentracijo onesnaževala. Rastlinska čistilna naprava je zasnovana kot kanal z omejeno širino in se zato lahko obravnava kot cevni reaktor, kjer se odpadna voda giblje v eno smer (vzdolž kanala). Odstranitev onesnaževal lahko torej empirično opišemo s kinetiko cevnega reaktorja prvega reda (Kickuth, 1981, Reed in sod., 1988, Watson in sod., 1989, Cooper, 1990, Wood, 1994, cit. po Kadlec in sod., 2000).



Slika 22: Cevni reaktor oziroma model prve stopnje

Vodna bilanca je za rastlinske čistilne naprave izražena kot:

$$Q_i - Q_o + P - ET = \frac{dV}{dt} \quad (35)$$

Pri tem je Q_i dotok odpadnih voda [m^3/s], Q_o iztok očiščenih voda [m^3/s], P padavine [m^3/s], ET evapotranspiracija [m^3/s], V prostornina vode [m^3] in t čas [s]. V večini rastlinskih čistilnih naprav sta dotok podzemne vode in infiltracija onemogočena, zaradi neprepustne podlage, padavine pa so približno enake evapotranspiraciji ($P \approx ET$):

$$\frac{dV}{dt} = Q_i - Q_o \quad (36)$$

Če je pretok konstanten skozi dolžino RČN (x) in se koncentracija s časom ne spreminja (doseženo stacionarno stanje), lahko upoštevamo enačbo 18 (Chen in sod., 2009), kjer je C kemična koncentracija (g/m^3), x dolžina mokrišča in k_A koeficient površinske hitrosti odstranjevanja (m/leto). Koeficient k_A ima enote hitrosti in je lahko priznan kot koeficient hitrosti usedanja uporabljen v modelih sedimentacije.

Enačbo 20 lahko z upoštevanjem, da se prostorninska konstanta k_v lahko izrazi kot $k_v = \frac{k_A}{\varepsilon h}$,

zapišemo kot:

$$\ln C - \ln C_0 = -\frac{k_A \cdot A}{\varepsilon \cdot h \cdot Q} \cdot x = -\frac{k_A \cdot V}{\varepsilon \cdot h \cdot Q}, \quad (37)$$

kjer sta h globina grede [m] in ε poroznost substrata [-]. Ker je $A = \frac{V}{\varepsilon h}$ in $q=Q/A$ lahko enačbo 37 izrazimo kot (Reed in sod., 1995):

$$C = C_0 \cdot e^{-\frac{k_A}{q}}, \quad (38)$$

pri tem je C_0 izstopna koncentracija (mg/l), C_i vstopna koncentracija (mg/l), q hidravlična stopnja obremenitve (m/leto) in k_A koeficient površinske hitrosti odstranjevanja (m/leto).

Z rešitvijo tega modela se lahko zagotovi ocena površine RČN potrebne za doseganje določene učinkovitosti odstranjevanja vtočne koncentracije. Površino RČN lahko izračunamo z

$$A = Q \frac{\ln(C_0 / C_i)}{k_A}, \quad (39)$$

kjer je Q povprečen pretok skozi RČN (m³/dan).

Kadlec in Knight (1996) sta v model prvega reda vključila koncentracijo ozadja. Tako se model cevnega reaktorja (enačba 38) spremeni v k-C* model:

$$C - C^* = (C_0 - C^*) \cdot e^{-k_A/q} \quad (40)$$

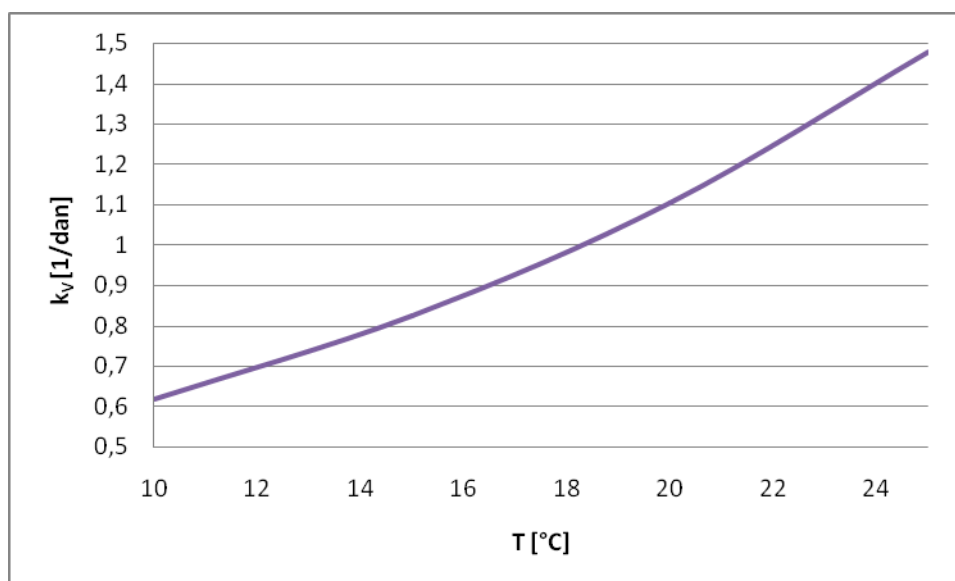
Številna onesnaževala pri prehodu skozi RČN eksponentno upadajo proti naravni koncentraciji (koncentraciji ozadja C^*) (Kadlec in sod., 2000). Čeprav Kadlec in Knight (1996) neposredno uvedeta pojem koncentracija ozadja, drugi modeli (kot je metoda Reed) vključujejo koncentracijo ozadja kot robni pogoj (všeta v spodnjo mejo koncentracije odtoka) modela. Kadlec in Knight (1996) podajata vrednosti za kalibracijska parametra C^* in k , od koder tudi ime k - C^* model.

Reakcijske konstante hitrosti (k) so pogosto ocenjene na podlagi vhodnih-izhodnih podatkov delujočih RČN (Kadlec, 2009) in so zato lahko pod vplivom mnogih dejavnikov, kot so konfiguracija RČN, hidravlične obremenitve, hidravlične učinkovitosti in vstopne koncentracije onesnaževal. Drugi pristop za oceno konstante hitrosti odstranjevanja, ki je manj pod vplivom nekaterih teh dejavnikov, je raziskati koncentracijske profile onesnaževal od vstopa do izstopa v RČN, na podlagi katerih lahko ocenimo konstante hitrosti odstranjevanja (Kadlec, 2003, cit. po Trang in sod., 2010).

Konstanta reakcijske hitrosti je opredeljena z dvema različnima pristopoma, bodisi kot površinska (k_A) ali kot prostorninska konstanta (k_v). Oba k_A in k_v sta temperaturno odvisna (slika 23). Vplivi temperature na konstanti so lahko povzeti z uporabo modificirane Arrhenius enačbe:

$$k_T = k_{20} \cdot \theta^{(T-20)}, \quad (41)$$

kjer je k_T konstanta reakcijske hitrosti pri temperaturi T °C in k_{20} konstanta reakcijske hitrosti pri temperaturi 20°C. Temperaturni korekcijski faktor θ je empirično ocenjen na podlagi razpoložljivih podatkov za vsak posamezni parameter.



Slika 23: Temperaturna odvisnost prostorninske konstante reakcijske hitrosti k_V (UN-HABITAT, 2008)

Wood podaja naslednje vrednosti k_{20} [1/dan] za različne poroznosti: 1.84 (poroznost $n=0.42$), 1.35 ($n=0.39$) in 0.86 ($n=0.35$) (Wood, 1994, cit. po Vymazal in sod., 1998). Reed podaja naslednje vrednosti: $k_{20}=1.104$ 1/dan in $\theta=1.06$. Medtem, ko Kadlec in Knight ugotavljata, da je odstranitev BPK₅, TSS in TP pri RČN temperaturno neodvisna ($\theta=1.00$), vendar pa nižje temperature negativno vplivajo na odstranitev dušika ($\theta=1.05$) (Kadlec in sod., 2000).

7.4 Popolnoma premešani pretočni reaktor (CSTR)

Uporabimo enačbo 23 in predpostavimo, da veljajo reakcije I. reda. $r = -k \cdot C_{out}$

$$k \cdot C_{out} = \frac{Q}{V} \cdot (C_{in} - C_{out}) \quad \text{oziroma} \quad k = \frac{Q}{V} \cdot \left(\frac{C_{in}}{C_{out}} - 1 \right) \quad (42)$$

Ob upoštevanju $\theta=V/Q$, lahko koncentracijo zapišemo kot

$$C_{out} = \frac{C_{in}}{1 + k \cdot \theta} \quad (43)$$

Za izračun površine RČN pa upoštevamo $V = A \cdot \varepsilon \cdot h$ in dobimo izraz:

$$A = \frac{Q}{k \cdot \varepsilon \cdot h \cdot C_{out}} \cdot (C_{in} - C_{out}) \quad (44)$$

8 DIMENZIONIRANJE HORIZONTALNIH SISTEMOV

Dimenzioniranje H-RČN je odvisno od mnogih parametrov, ki jih je treba preveriti pri predhodnem vrednotenju izvedljivosti.

Vhodni podatki

Podatki za demonstracijo uporabe zgoraj opisanih modelov ter za prikaz spremenljivosti in negotovosti napovedi so bili pridobljeni na podlagi pilotne študije, ki je bila opravljena v Aartselaarju, v Belgiji. Gre za RČN s horizontalnim tokom vode za 10 PE (Rousseau in sod., 2004). Predpostavljeno je, da je dnevna poraba $190 \text{ L PE}^{-1} \text{ dan}^{-1}$, s tem je povprečen pretok ocenjen na $1.9 \text{ m}^3/\text{dan}$ in, da je dnevni maksimalni pretok dvakrat večji, t.j. $3.8 \text{ m}^3/\text{dan}$ (Brix in Johansen, 1999). Preglednica 6 prikazuje pregled značilnosti dotoka in uporabljenih iztočnih standardov, ki temeljijo na flamski zakonodaji o okolju. Slovenska zakonodaja za male čistilne naprave predpisuje Uredbo o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz malih komunalnih čistilnih naprav (Uradni list RS št. 98/07, 30/10), kjer so dovoljene celo višje vrednosti BPK_5 in KPK .

Preglednica 6: Uporabljene vstopne koncentracije in izstopni standardi (Rousseau in sod., 2004)

	C_{in} [mg/l]	C_{out} [mg/l] (Belgija)	C_{out} [mg/l] (Slovenija)
BPK₅	48	25	30*, 25**
KPK	184,7	125	150*, 125**
TSS	71	35	60**
TN	17,2	15	15**
TP	2,8	2	2**
pretok	1,90	m^3/dan	

*Mejna vrednost iz Uredbe o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz malih komunalnih čistilnih naprav (<2000 PE)

**Mejna vrednost iz Uredbe o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz komunalnih čistilnih naprav (>2000 PE)

Gre za RČN z globino grede 0.6 m, kar je tudi največkrat uporabljena globina grede v Evropi za horizontalne sisteme (Cooper in sod., 1996, cit. po UN-HABITAT, 2008) in poroznostjo substrata 40%.

8.1 Empirična pravila

Uvedene so bile nekatere nacionalne smernice, ki so vsebovale preprosta priporočila za dimenzioniranje H-RČN, kot prikazuje preglednica 7.

Preglednica 7: Empirična pravila za horizontalne sisteme RČN (EPA, 2000)

Parameter	Nemčija	Avstrija	Nemčija	ZDA	Češka	Velika Britanija	EC priročniki
	ATV	Önorm	IÖV	EPA	Vymazal	WRC Cooper	CEMAGREF
Površina	5 m ² /PE min. velikost 20 m ²	6 m ² /PE za BPK	5 m ² /PE		5 m ² /PE* 1 m ² /PE**	5 m ² /PE* 0.5-1m ² /PE**	5 m ² /PE za BPK <300mg/l drugače 10 m ² /PE
Organska obremenitev		11.2 g BPK/m ² dan		6 g BPK/m ² dan	8 g BPK/m ² dan		

* za sekundarno čiščenje

** za terciarno čiščenje

V preglednici 8 pa so prikazani ostali kriteriji, ki sta jih povzela Wood in Kadlec & Knight.

Preglednica 8: Pravila za horizontalne sisteme RČN, ki jih podajata Wood in Kadlec & Knight (Rousseau in sod., 2004)

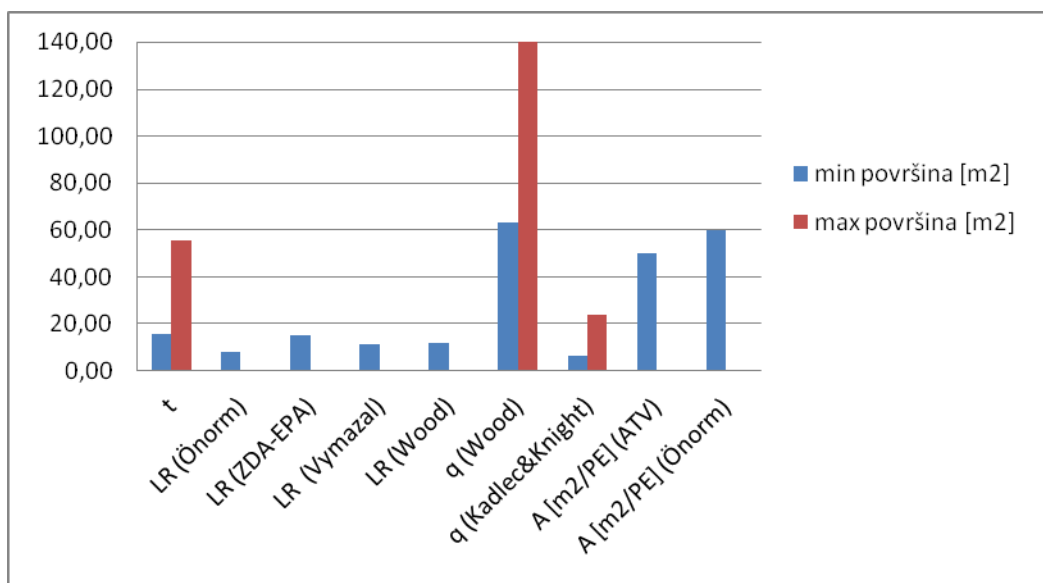
Kriterij	Wood	Kadlec & Knight
hidravlični zadrževalni čas [dan]	2-7	2-4
max BPK ₅ obremenitev [kg BPK ₅ ha ⁻¹ dan ⁻¹]	75	ni podatka
hidravlična obremenitev [cm/dan]	0.2-3.0	8-30

Ob upoštevanju posameznega kriterija iz preglednice 7 in preglednice 8 lahko izračunamo minimalno in maksimalno priporočljivo površino RČN, kar je prikazano v preglednici 9.

Preglednica 9: Minimalne in maksimalne priporočljive površine za H-RČN izračunane po empiričnih pravilih (EPA, 2000, Rousseau in sod., 2004)

Kriterij	Min. površina [m ²]	Max. površina [m ²]
t	15,83	55,42
LR (Önorm)	8,14	
LR (ZDA-EPA)	15,20	
LR (Vymazal)	11,40	
LR (Wood)	12,16	
q (Wood)	63,30	950,00
q (Kadlec&Knight)	6,3	23,75
A [m ² /PE] (ATV)	50,00	
A [m ² /PE] (Önorm)	60,00	

Priporočene površine, ki so pridobljene na podlagi empiričnih pravil, so primerjane na sliki 24.



Slika 24: Primerjava izračunanih površin za H-RČN po izkustvenih pravilih (EPA, 2000, Rousseau in sod., 2004)

8.2 Regresijske enačbe za H-RČN

Iz literature (Rousseau in sod., 2004) sem povzela regresijske enačbe za suspendirane snovi, skupni dušik in skupni fosfor.

8.2.1 Suspendirane snovi (TSS)

Regresijska enačba za suspendirane snovi se glasi (Reed in Brown, 1995):

$$C_{out} = C_{in} \cdot (0.1058 + 0.0011 \cdot q) \quad (45)$$

Iz enačbe izrazimo hidravlično obremenitev, ki znaša 351.96 cm/dan. Od tod sledi, da je potrebna površina:

$$A = \frac{Q}{q} = \frac{1.9}{351.96} \cdot 100 = 0.54 m^2 \quad (46)$$

8.2.2 Dušik (TN)

Regresijska enačba za skupni dušik se glasi (Kadlec in Knight, 1996):

$$C_{out} = 2.6 + 0.46 \cdot C_{in} + 0.124 \cdot q \quad (47)$$

Hidravlična obremenitev je potem 36.2 cm/dan. Od tod sledi, da je potrebna površina 5.2 m², po enačbi 46.

8.2.3 Fosfor (TP)

Izbrana regresijska enačba za fosfor se glasi (Kadlec in Knight, 1996):

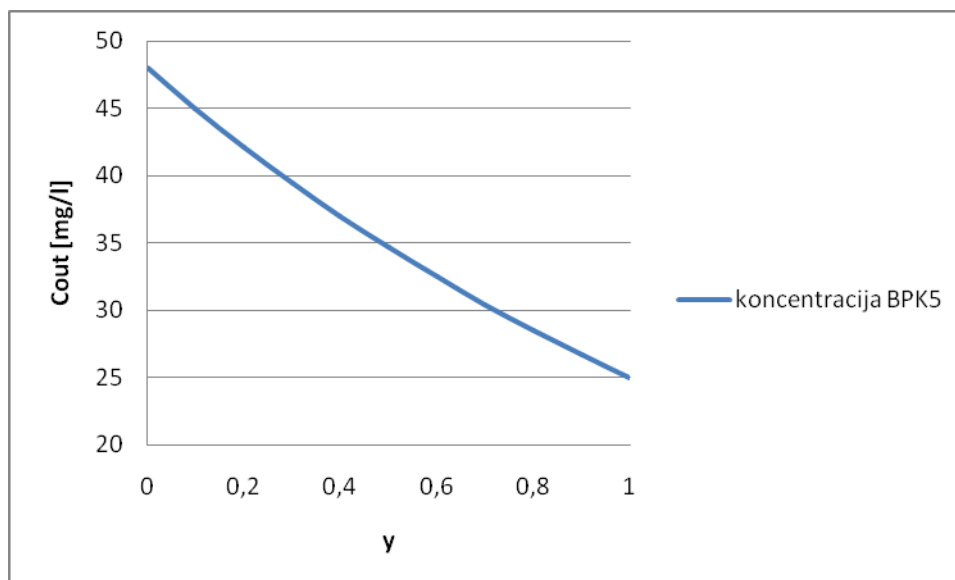
$$C_{out} = 0.23 \cdot (q^{0.6} \cdot C_{in}^{0.76}) \quad (48)$$

Pri tem je q=9,98 cm/dan in priporočljiva površina 19 m².

8.3 Enačbe prvega reda za H-RČN za cevni reaktor

Ker je večina RČN uporabljena za čiščenje komunalnih odpadnih voda, je osnovni namen sistema odstranitev BPK_5 iz odpadne vode in je zato izbran kot kritični parameter pri oblikovanju (Sun in Saeed, 2009). Naslednja enačba, ki jo je predlagal Kickuth (1980), je razširjena za dimenzioniranje H-RČN za gospodinjske odpadne vode v Evropi:

$$A = Q \frac{(\ln C_{in} - \ln C_{out})}{k_A} = Q \frac{(\ln C_{in} - \ln C_{out})}{k_V \cdot \varepsilon \cdot d} \quad (49)$$



Slika 25: Eksponentni upad koncentracije onesnaževala BPK_5 pri prehodu skozi RČN

Da gre za model prvega reda, dokazuje slika 25, kjer koncentracija BPK_5 eksponentno upada z razdaljo pri prehodu skozi sistem, od vtoka (0) do iztoka (1).

8.3.1 Določitev konstante reakcijske hitrosti za posamezen parameter

Razširjena mednarodna uporaba H-RČN je privedla do trenutno najbolj izvajanega monitoringa na horizontalnih sistemih RČN, kar omogoča primerljive enačbe dimenzioniranja in konstante hitrosti odstranjevanja za najbolj razširjena onesnaževala (Masi, 2005).

Biokemijska potreba po kisiku (BPK₅)

O k_{BPK} vrednostih je bila veliko razprav. Sprva predlagana vrednost Kickutha je bila 0.19 m/dan, kar rezultira v premajhno površino grede in posledično v manjšo učinkovitost čiščenja (Boon, 1985, cit. po Vymazal in sod., 1998). Meritve na terenu so pokazale, da je vrednost k_{BPK} običajno nižja. Schierup in sodelavci (1990) so poročali, da je povprečna vrednost 49 sistemov na Danskem 0.083 m/dan, Cooper (1990) pa je v Angliji predlagal vrednosti, ki so se gibale med 0.067 in 0.1 m/dan. Brix (1998) je poudaril, da naj bi bila v teoriji konstanta hitrosti konstantna in zato popolnoma neodvisna od vstopne koncentracije ter stopnje obremenitve. Vendar je bilo ugotovljeno, da se konstante hitrosti na splošno povečujejo s hidravlično stopnjo obremenitve in masno obremenitvijo BPK₅. Poleg tega je bilo v sistemih, ki obratujejo najmanj 10 let opaziti stalno naraščanje vrednosti k_{BPK} . Povprečna vrednost k_{BPK} za 66 vaških sistemov po 2 letih obratovanja je bila 0.118 ± 0.022 m/dan. V preglednici 10 so podane še ostale vrednosti konstante hitrosti različnih avtorjev.

Preglednica 10: Vrednosti površinskih (k_A) oziroma prostorninskih konstant hitrosti (k_V) prvega reda za BPK₅ za horizontalne sisteme RČN (Rousseau in sod., 2004)

Referenca	k_A [m/dan]	k_V [1/dan]	Opombe
BPK₅			
Crites (1994)		0.8–1.1	0.8=pesek 1.1=gramoz (T°C)
Reed in Brown (1995)		1,104	K20 z $\theta=1.06$
Tanner et al. (1995)		0,17	kT—grede gramoza
Tanner et al. (1995)		0,22	K20 z $\theta=1.06$ - grede gramoza
Wood (1995)		1,84	$\square=0.42$ srednji pesek (20°C)
Wood (1995)		1,35	$\square=0.39$ pesek (20°C)
Wood (1995)		0,86	$\square=0.35$ srednji pesek (20°C)
Kadlec in Knight (1996)	0.085–1	0.3–6.11	
Kadlec (1997)	0,49		$C^*>3\text{mg/L}$ in $\theta=1.00$ (20°C)
Vymazal et al. (1998)	0,19		Predlog Kickutha
Brix (1998)	0,118		

»se nadaljuje...«

»... nadaljevanje«

Cooper (1990)	0,067–0.1		VB sistemi
Schierup et al. (1990)	0,083		Danski sistemi
Brix (1994)	0,16		C*=3.0 mg/L
Brix (1994)	0,068		C*=0.0 mg/L
Kadlec et al. (2000)	0,133		Češka mokrišča
Kadlec et al. (2000)	0.07–0.097–0.13– 0.18–0.31–0.17		Češka mokrišča
Cooper et al. (1996)	0,06		C*=0.0 mg/L -sekundarna mokrišča
Cooper et al. (1996)	0,31		C*=0.0 mg/L -terciarna mokrišča
Kadlec et al. (2000)	0,17		C*=0.0 mg/L -terciarna mokrišča, ZDA
Liu et al. (2002)		0,86	Grede gramoza

Vrednosti k_A in k_V za odstranitev BPK_5 se gibljejo med 0.06 in 1.00 m/dan za k_A , medtem ko se vrednosti za k_V gibljejo med 0.17 in 6.11 1/dan. Slednje pa so odvisne od prostornine, torej tudi od poroznosti substrata in debeline grede. Ob izbranih vhodnih podatkih in ob ekstremnih vrednostih koeficienta hitrosti k_A je najmanjša priporočljiva površina za H-RČN 1.24 m² ter največja priporočena površina za H-RČN 20.66 m².

Kadlec in Knight (1996) predlagata uporabo povprečnih koeficientov hitrosti med temi ekstremnimi vrednostmi ($k_A=0.53$ m/dan). Ker pa so meritve na terenu pokazale, da je vrednost k_{BPK} običajno nižja od 0.19 m/dan, izberemo kot svojo projektno konstanto hitrosti $k_A=0.118$ m/dan, ki jo predlaga Brix (1998). Hkrati je to tudi povprečna vrednost konstant hitrosti, ki so manjše od 0.19 m/dan. Pri tem je minimalna potrebna površina H-RČN, ki je priporočena za doseg izstopne koncentracije ($C_{out}=25$ mg/l) 10.5 m².

Ostali parametri (TSS, TN, TP)

Na podlagi severnoameriških izkušenj sta Kadlec in Knight (1996) razvila naslednje vrednosti ploskovnih konstant hitrosti, prilagojene na 20°C: skupni-N: 0.074 m/dan, organski-N: 0.096 m/dan, amonijev-N: 0.093 m/dan, nitratni-N: 0.137 m/dan in skupni-P: 0.033 m/dan. Brix (1998) je poročal vrednosti k , ki temeljijo na danskih izkušnjah: skupni-N: 0.033 m/dan in skupni-P: 0.025 m/dan (Vymazal, 2005). V preglednici 11 so prikazane še ostale vrednosti konstant hitrosti za ostale parametre, ki jih podajajo različni avtorji.

Preglednica 11: Vrednosti površinskih (k_A) in prostorninskih konstant hitrosti (k_V) prvega reda za ostale parametre za horizontalne sisteme RČN (Rousseau in sod., 2004)

Referenca	k_A [m/dan]	k_V [1/dan]	Opombe
TSS			
Kadlec in Knight (1996)	2,74		K_{20} z $\theta=1.00$ in $C^*>7\text{mg/L}$
Kadlec (1997)	8,22		K_{20} z $\theta=1.00$ in $C^*>7\text{mg/L}$
Kadlec et al. (2000)	23,1		Laboratorij
Kadlec et al. (2000)	31,6		Velika pilotna naprava
Kadlec et al. (2000)	0,119		Češka mokrišča
TN			
Tanner et al. (1995)		0,16	k_T —grede gramoza
Kadlec in Knight (1996)	0,074		K_{20} z $\theta=1.05$ in $C^*=1.5\text{mg/L}$
Kadlec in Knight (1996)	0.007–0.1		k_T z $C^*=1.5\text{mg/L}$
Wittgren in Maehlum (1997)		0,06	k_T —Norveška
Kadlec et al. (2000)	0,028		Češki sistemi
TP			
Tanner et al. (1995)		0,14	k_T —grede gramoza
Kadlec in Knight (1996)	0,033		K_{20} z $\theta=1.0$ in $C^*=0.02\text{mg/L}$
Wittgren in Maehlum (1997)		0,28	k_T —Norveška

- **Suspendirane snovi (TSS)**

Pri tem je, ob upoštevanju ekstremov konstante hitrosti za suspendirane snovi, minimalna površina za H-RČN 0.04 m^2 (za $k_A=31.6 \text{ m/dan}$) in maksimalna površina 11.3 m^2 (za $k_A=0.119 \text{ m/dan}$).

- **Skupni dušik (TN)**

Priporočena minimalna površina za horizontalni sistem za skupni dušik, ob maksimalni vrednosti k_A za skupni dušik, je 2.6 m^2 ter maksimalna, ob minimalnem k_A , pa 37.15 m^2 .

- **Skupni fosfor (TP)**

Izbrana konstanta hitrosti za odstranjevanje fosforja je 0.033 m/dan . Za predpostavljeno uspešnost odstranjevanja fosforja je minimalna potrebna površina horizontalnega sistema 19.37 m^2 .

Preglednica 12: Prikaz konstant hitrosti ter minimalnih in maksimalnih vrednosti površin za posamezni parameter (Rousseau in sod., 2004)

	Max k_A [m/dan]	Min površina [m²]	Min k_A [m/dan]	Max površina [m²]
TSS	31,6	0,04	0,119	11,29
TN	0,1	2,6	0,007	37,15
TP			0,033	19,37

V preglednici 12 so povzete najmanjše in največje površine za posamezne parametre z ekstremnimi vrednostmi konstant hitrosti. Pri tem gre za poenostavljen model prvega reda, kjer niso upoštevane vrednosti koncentracij ozadja C^* in temperaturni koeficienti, saj številni raziskovalci ne omenjajo vrednosti za te parametre (preglednici 10 in 11).

Ob izbranih koeficientih hitrosti dobimo minimalne priporočljive površine H-RČN. Z dobljenimi površinami pa določimo iztočne koncentracije za vsak parameter posebej (preglednica 13).

Preglednica 13: Izračunane iztočne koncentracije posameznih parametrov glede na izbrano površino

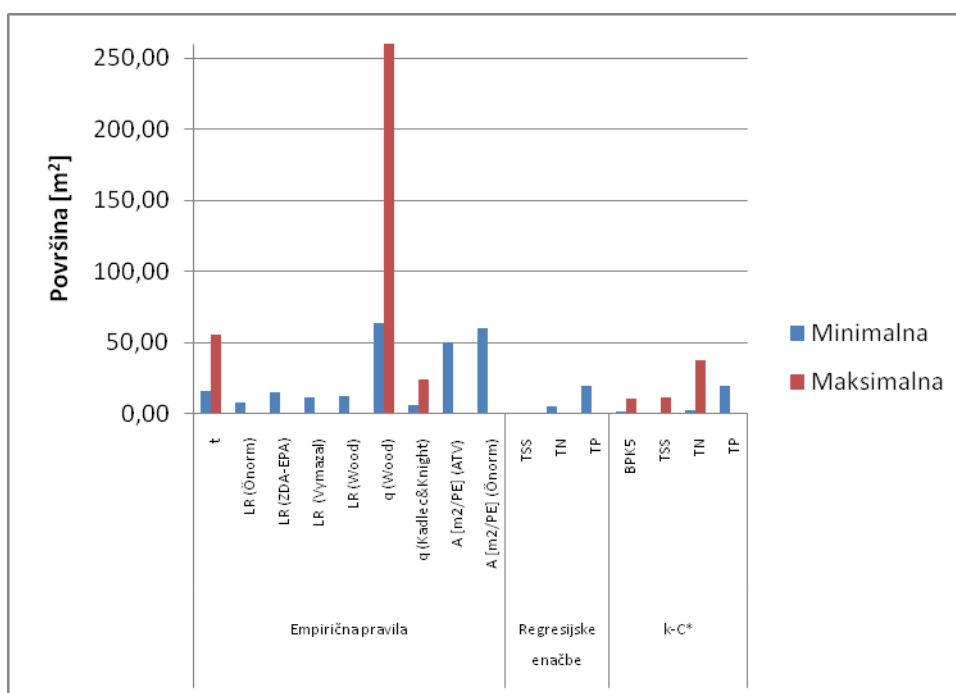
A	m²	10,5	11,29	37,15	19,37	
A	m²/PE	1,05	1,129	3,715	1,937	
q	m/dan	0,18	0,17	0,05	0,1	
t	dan	1,33	1,43	4,69	2,45	C_{out} standard
C_{out} [mg/l]	BPK₅	25	23,8	4,78	14,41	25
	KPK	36,78	35	6,93	21,1	35
	TN	16,55	16,5	15	16,02	15
	TP	2,34	2,3	1,48	2,01	2

Po izbiri koeficienta hitrosti in priporočljive površine za vsak parameter bomo z izbiro modela določili tudi površino, pri kateri bodo dosežene določene iztočne koncentracije vseh posameznih parametrov.

8.4 Dimenzioniranje H-RČN

Kadar je bilo mogoče, smo uporabili najmanjše in največje vrednosti parametrov iz preglednic 7, 8 ter 10 in 11 za prikaz največje variabilnosti napovedi površine. Regresijske enačbe in modeli prvega reda omogočajo izračun hidravlične stopnje obremenitve q , na podlagi katerega se lahko izračuna potrebna površina (enačba 31). Modeli prvega reda, ki temeljijo na prostorninskih konstantah hitrosti omogočajo izračun hidravličnega zadrževalnega časa τ in posledično potrebne prostornine ($V=Q \cdot \tau$). S predpostavljeno globino vode 0.6 m in poroznostjo 40% lahko pretvorimo prostornino vode v površino ($A=V/(d \cdot \epsilon)$).

Rezultati empiričnih pravil, regresijskih enačb in modelov prvega reda so prikazani na sliki 26. Te različne, preproste metode dimenzioniranja RČN predvidevajo potrebne površine od 0,04 m² do 950 m² za izbrane dotočne in iztočne koncentracije odpadne vode.

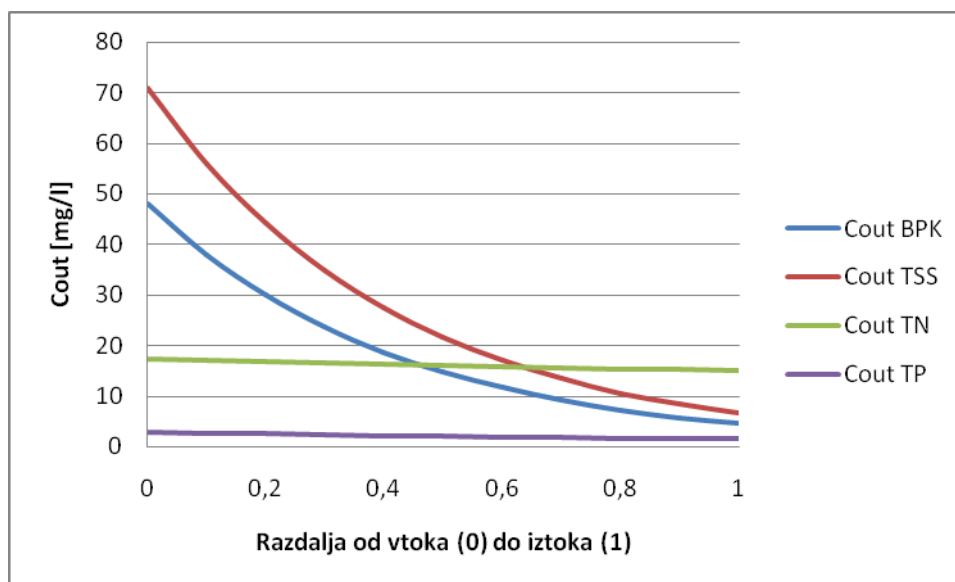


Slika 26: Potrebna površina določena z različnimi metodami dimenzioniranja

Na splošno se zdi, da so empirična pravila bolj konzervativna, saj predlagajo večje potrebne površine kot ostali uporabljeni modeli. Prav tako so nenatančne regresijske enačbe, kjer se ne upošteva vseh pomembnih faktorjev (npr. vrsta substrata, dimenzije gred) kar vodi v

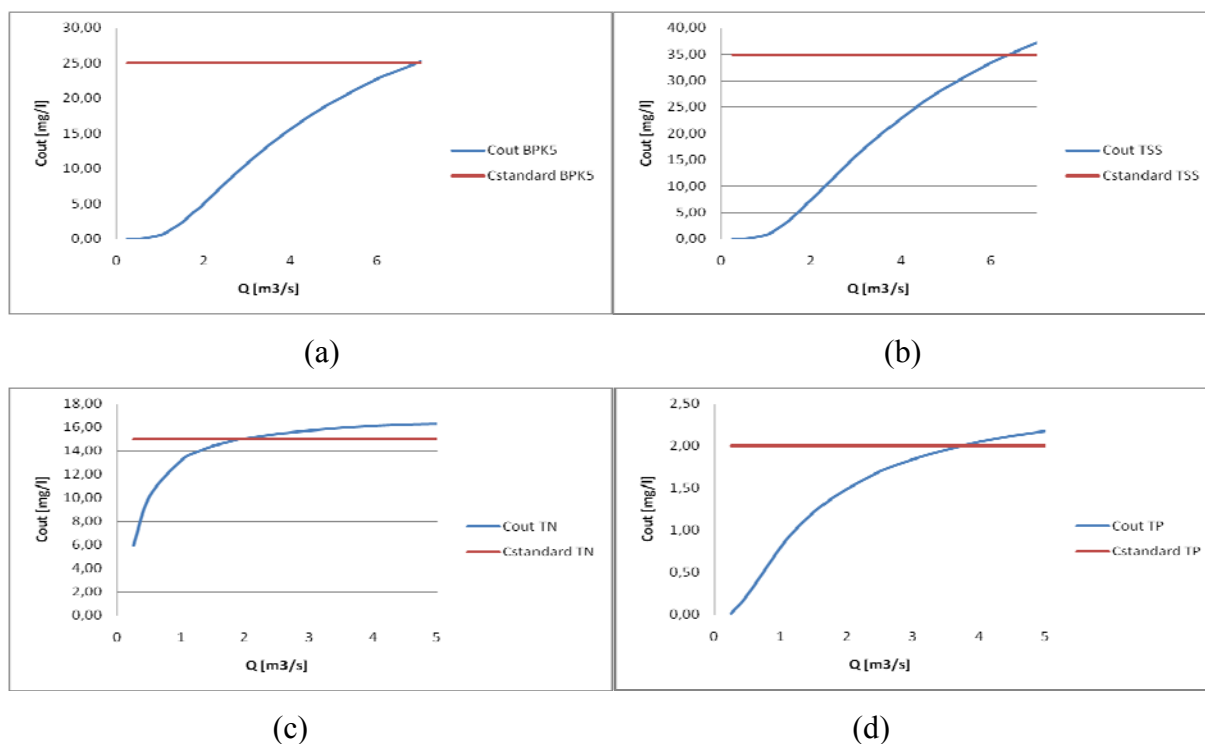
negotovost pri načrtovanju RČN. Če empirična pravila predlagajo (pre)velike površine, jih regresijske enačbe premajhne. Zato za nadaljnje delo izberemo model prvega reda, pri katerem tudi opazimo najmanjša odstopanja med površinami med posameznimi parametri.

Iz preglednice 13 ugotovimo, da bodo iztočne koncentracije vseh posameznih parametrov dosežene ob izbrani površini H-RČN 37.15 m². Za nadaljevanje dimenzioniranja izberemo RČN z velikostjo 38 m². Slika 27 prikazuje učinkovitost odstranjevanja vseh projektnih obremenitev od vtoka na RČN (0) do iztoka (1) ob izbrani površini.



Slika 27: Sprememba koncentracij posameznih parametrov od vtoka (0) do iztoka (1) ob izbrani površini H-RČN

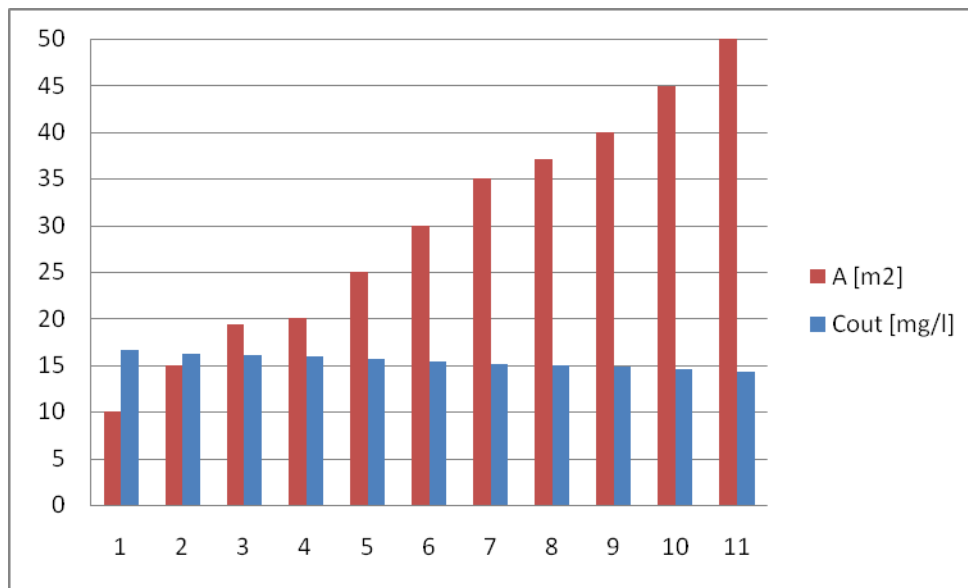
Glede na določeno površino sedaj lahko reguliramo pretok. Slike 28 a, b, c in d prikazujejo odvisnost iztočne koncentracije posameznega parametra od pretoka.



Slika 28: Iztočne koncentracije v odvisnosti od (a) pretoka za BPK₅ (b) TSS, (c) TN in (d) TP

Zahtevane iztočne koncentracije BPK₅, TSS, TN in TP bodo dosežene ob pretoku 1,9 m³/dan oziroma ob hidravlični obremenitvi največ 0.05 m/dan ter ob zadrževalnem času najmanj 4.8 dni.

Pri tem izbrano velikost RČN (38 m²) pogojuje le odstranjevanje skupnega dušika, ki je v splošnem, zaradi pomanjkanja kisika v rizosferi, v horizontalnih sistemih zelo slabo. V primerjavi izstopnih koncentracij dušika s površinami RČN ugotovimo, da večja površina RČN bistveno ne prispeva k uspešnejšemu odstranjevanju dušika (slika 29). Pri tem ugotovimo, da dodatnih, približno 18 m² površine RČN (v primerjavi površin 37.15 m² in 19.37 m²) oziroma 48 % večja površina pripomore le k 6.4 % večji učinkovitosti odstranjevanja skupnega dušika. Odstranjevanje dušika je odvisno predvsem od aerobnih in anaerobnih pogojev, tako, da bi lahko izbrali tudi manjšo površino. Prav tako bi se v splošnem učinkovitost čiščenja povečala, če bi se odločili za bolj porozen material. S tem bi bil daljši kontaktni čas med odpadno vodo in uporabljenem mediju.



Slika 29: Primerjava izstopnih koncentracij skupnega dušika s površino RČN

8.4.1 Hidravlične zahteve

Darcyjev zakon, ki je opisan z enačbo 52, opisuje tok vode (pretok) skozi porozni material in je splošno priznan za načrtovanje mokrišč s podpovršinskim tokom. Ni pa dosledno uporaben za mokrišča s podpovršinskim tokom, ker ima fizične omejitve v dejanskem sistemu. Prav tako zakon Darcya predvideva, da je tok v sistemu stalen in enakomeren, vendar je v realnosti odvisen od padavin, evaporacije in pronicujoče vode. Če se uporablja majhen do zmerno velik gramoz za substrat, če je sistem zasnovan tako, da je odvisen od minimalnega hidravličnega gradienta in če so prepoznavni dotoki in izgube vode, potem lahko Darcyjev zakon zagotavlja razumno aproksimacijo hidravličnih pogojev v sistemih s podpovršinskim tokom:

$$v = k_s s \quad (50)$$

Ker je

$$v = \frac{Q}{A}, \quad (51)$$

potem je

$$Q = k_s A_c s = k_s A_c \frac{dh}{dL}, \quad (52)$$

kjer so:

v Darcyeva hitrost, navidezna hitrost toka skozi celotno površino mokrišča (m/dan),

k_s hidravlična prepustnost na enoto površine mokrišča ($m^3/m^2 \cdot \text{dan}$),

s hidravlični gradient ali nagib vodne površine (m/m)

Q povprečni pretok skozi mokrišče (m^3/dan)

A_c prečni prerez rastlinske čistilne naprave (m^2)

Priporočljiv nagibi za rastlinske čistilne naprave s podpovršinskim tokom vode so ravna pobočja, ki so manjša od enega procenta. Kjer pa je nagib substrata od vstopa do izstopa na rastlinsko čistilno napravo 0.5 % ali manj, je tak nagib priporočen za naprave s površinskim odtokom. Pretočni pogoji bi morali biti zasnovani tako, da je celotna rastlinska čistilna naprava učinkovita v zadrževanju hranilnih snovi in sedimentov.

Izbrali smo substrat s poroznostjo 40% in ocenili, da je koeficient poroznosti $k_s=210 m^3/m^2/\text{dan}$. Naklon H-RČN smo predpostavili 1 %, kar je tudi največkrat uporabljen naklon za H-RČN (EPA, 1988). Najprej izračunamo potrebni prečni prerez H-RČN:

$$A_c = \frac{Q_{\max,d}}{k_s \cdot s} = \frac{3.8}{210 \cdot 0,01} = 1.8 m^2 \quad (53)$$

$$W = \frac{A_c}{d} = \frac{1.8}{0.6} = 3.0 m \quad (54)$$

$$L = \frac{A}{W} = \frac{38}{3.0} = 12.67 m \quad (55)$$

Geometrija grede z dobljenimi dimenzijami ustreza optimalnem razmerju višine/širine, ki je 3:1 (ITRC, 2003).

$$t = \frac{V}{Q} = \frac{LWdn}{Q} = 4.8dni \quad (56)$$

Ob izbrani površini je zadrževalni čas 4.8 dni, kar ustreza priporočilom iz literature, ki predlagajo čas zadrževanja 2-7 dni.

8.4.2 Kontrola organske obremenitve

Kontrola organskih obremenitev je zelo pomembna, ker so le-te vir ogljika za denitrifikacijske bakterije in za preprečevanje preobremenitve rastlin pri prenosu kisika v H-RČN. Če ni vira ogljika za denitrifikacijo, potem bo tudi odstranjevanje skupnega dušika slabše. Velike organske obremenitve, še posebej, če niso enakomerno porazdeljene, povzročajo odmiranje rastlin in neprijetne vonjave. Organsko obremenitev BPK_5 izražamo kot:

$$LR = \frac{QC_i}{A} = \frac{1.9 \cdot 48 \cdot 10^{-3}}{38 \cdot 10^{-4}} = 24kg / ha \cdot dan \quad (57)$$

Dobljena organska obremenitev je v priporočenih vrednostih različnih avtorjev iz preglednic 7 in 8. Organska obremenitev za suspendirane snovi znaša 35.5 kg/ha/dan, kar je tudi pod maksimalno dovoljeno obremenitvijo, ki znaša 50 kg/ha/dan (Brix in Johansen, 1999).

8.5 Primerjava cevnih in popolnoma premešanih reaktorjev

Za izračun površine RČN, ki bo dimenzionirana kot model prvega reda popolnoma premešanega reaktorja, uporabimo sledečo enačbo :

$$A = \frac{Q}{k_A \cdot C_{out}} \cdot (C_{in} - C_{out}) \quad (58)$$

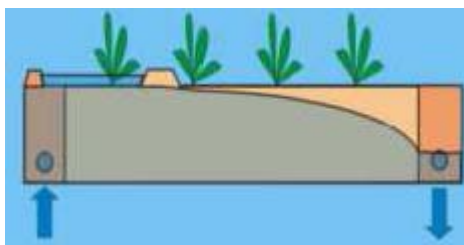
Pri tem izberemo enake konstante reakcijske hitrosti za posamezne parametre kot pri koeficientih hitrosti reakcije pri cevnem reaktorju. Dobimo sledeče rezultate, ki jih primerjamo z rezultati dobljenimi z modeli prvega reda cevnega reaktorja (preglednica 14).

Preglednica 14: Primerjava rezultatov površin dobljenih z modelom cevnega reaktorja in modelom popolnoma premešanega reaktorja

	A (CR) [m ²]	A (CSTR) [m ²]
BPK₅	10,5	14,81
TSS	11,29	16,42
TN	37,15	39,81
TP	19,37	23,03

V primerjavi modelov cevnega reaktorja in CSTR reaktorja lahko ugotovimo, da je izračunana priporočljiva površina nekoliko večja pri CSTR modelu. Medtem, ko je večina RČN simulirana kot cevni reaktor, so dejansko pretočni pogoji med cevnim in popolnoma premešanim reaktorjem, tako da je lahko tudi model CSTR alternativa oziroma serija CTRS modelov (Kadlec, 2000).

Enačbe prvega reda $k-C^*$ temeljijo na predpostavkah cevnega reaktorja in stabilnih pogojev. Zaradi nihanj količine odpadne vode in s tem tudi koncentracij so pogoji nestabilni. Krajši stik odpadne vode z medijem in mrtve cone (slika 30) so pogost pojav v RČN, kar povzroča neidealne pogoje cevnega reaktorja in s tem ogroža uporabo modela prvega reda (Kadlec, 2000).



Slika 30: Prezek toka vode v horizontalnih sistemih, kjer lahko nastanejo tudi mrtve cone (Platzer, 2000)

Prav tako konstante reakcijske hitrosti niso prav nič konstantne in so odvisne od vstopnih koncentracij, hidravlične obremenitve in globine vode (Kadlec, 2000). Preglednici 10 in 11 prikazujeta tudi vpliv poroznosti, sestavo grede in koncentracije ozadja na konstanto reakcijske hitrosti.

Nekaj raziskovalcev je predlagalo tudi bolj sofisticirane modele, ki simulirajo neidealne hidravlične pogoje, kot sta recimo kaskadni reaktor (CSTR reaktorji v seriji) in cevni reaktor z disperzijo (PFD, *angl. plug flow dispersion model*) (Kadlec in Knight, 1996). Vendar pa ti modeli niso uporabljeni v praksi zaradi njihove kompleksnosti in količine podatkov, ki so potrebni za njihovo pravilno uporabo. Veliko literature o dimenzioniranju rastlinskih čistilnih naprav predpostavlja, da je model cevnega reaktorja primeren (Crites in sod., 2006). Tako cevni reaktor še vedno ostaja kot vodilni model, kljub njegovim pomanjkljivostim (Rousseau, 2004).

9 DIMENZIONIRANJE VERTIKALNIH SISTEMOV

Najpogosteje so vertikalni sistemi uporabljeni kot sekundarna stopnja mehansko že prečiščene odpadne vode. Prav tako se lahko uporabljajo kot polirna stopnja, ki sledi konvencionalni biološki čistilni napravi. Tipični parametri za dimenzioniranje V-RČN so potrebna površina, globina, substrat in zadrževalni čas.

Vhodni podatki

Vhodni podatki vstopnih in izstopnih koncentracij so enaki kot pri horizontalnem sistemu (preglednica 6).

V splošnem so vertikalni sistemi grajeni z večjo globino kot horizontalni sistemi. Predpostavljamo, da je V-RČN z globino 1 m, kar priporočata tudi Brix in Johansen (1999).

9.1 Empirična pravila

V nekaterih državah so na voljo smernice, ki jih oblikujejo teoretične vstopne koncentracije in obremenitve ter cilji čiščenja, ki jih opredeljujejo posebne nacionalne zahteve.

Preglednica 15: Empirična pravila za vertikalne sisteme RČN (EPA, 2000)

Parameter	Nemčija	Avstrija	Nemčija	Češka	Velika Britanija
	ATV	Önorm	IÖV	Vymazal	WRC Cooper
Površina	2,5 m ² /PE minimalna velikost 10 m ²	5 m ² /PE za BPK	2-4 m ² /PE	pod 100 PE: 1.greda 0,8-2 m ² /PE* 2.greda 50-60% površine 1. grede 1 m ² /PE 2-5 m ² /PE za BPK+N* 1-2 m ² /PE**	1 m ² /PE za BPK* 2 m ² /PE za BPK +N* pod 100 PE 1. greda: 3,5P ^{0,35} +0,6P 2. greda: 50 % površine 1. grede območje 2-4 m ² /PE; 0,78 m ² /PE za 100 PE
Hidravlična obremenitev	60 mm/dan		30-60 mm/dan	20-80 mm/dan	
Organska obremenitev			10-20 g BPK/m ² ·dan		

* za sekundarno čiščenje

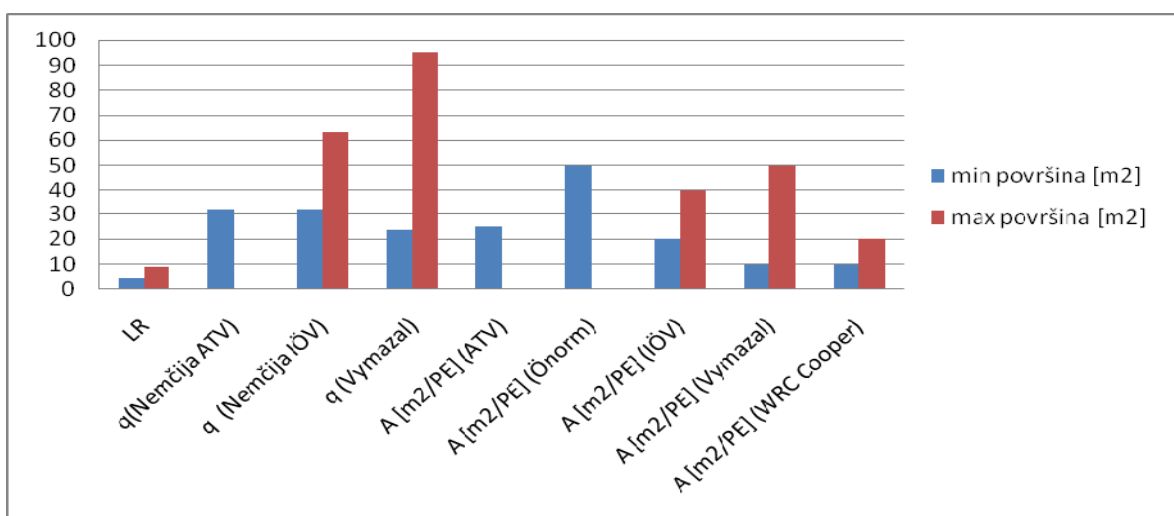
** za terciarno čiščenje

Čeprav je že veliko izkušenj z gradnjo in upravljanjem vertikalnih sistemov, njihovo načrtovanje še vedno temelji predvsem na empiričnih pravilih, kot je površinski koeficient na populacijski ekvivalent (preglednica 15). Ob upoštevanju posameznega kriterija iz preglednice 15 lahko izračunamo minimalno in maksimalno priporočljivo površino RČN, kar je prikazano v preglednici 16.

Preglednica 16: Minimalne in maksimalne priporočljive površine za V-RČN izračunane po empiričnih pravilih (EPA, 2000)

Kriterij	Min. površina [m ²]	Max. površina [m ²]
LR	4,56	9,12
q(Nemčija ATV)	31,67	
q (Nemčija IÖV)	31,67	63,33
q (Vymazal)	23,75	95,00
q (EC priročnik)	63,33	
A [m ² /PE] (ATV)	25,00	
A [m ² /PE] (Önorm)	50,00	
A [m ² /PE] (IÖV)	20,00	40
A [m ² /PE] (Vymazal)	10,00	50
A [m ² /PE] (WRC Cooper)	10,00	20

Priporočene površine za V-RČN lahko nazorno prikažemo na spodnji sliki.



Slika 31: Primerjava površin za V-RČN izračunanih po različnih kriterijih empiričnih pravilih (EPA, 2000)

9.2 Enačbe prvega reda za V-RČN

Enačba prvega reda za V-RČN ima enako obliko kot enačba horizontalnega sistema (enačba 49), vendar pa ima drugačne vrednosti konstante hitrosti, ki so podane v preglednici 17. Velik razmah med vrednostmi konstant hitrosti je posledica različnih operativnih pogojev in različnih zasnov sistemov.

Preglednica 17: Vrednosti konstant reakcijske hitrosti za vertikalne sisteme (Vymazal in sod., 1998)

	k [m/leto]	k [m/dan]
BPK₅	20-60	0,055-0,16*
KPK	10-40	0,027-0,11
NH₄-N	10-40	0,027-0,11
TN	12-20	0,033-0,055
TP	1-12	0,0027-0,033

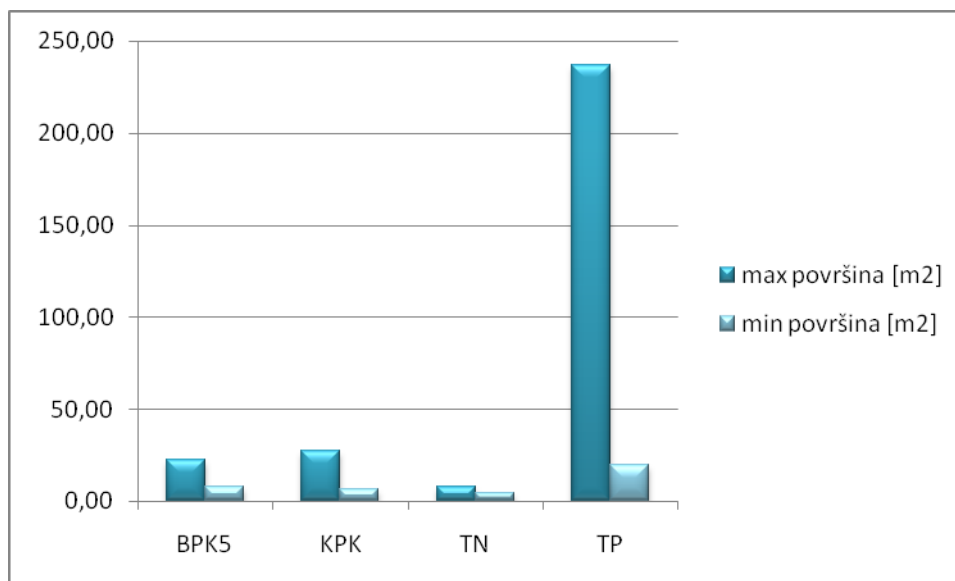
*v večini literature se pojavlja 0.16 m/dan

Ob izbranih vhodnih podatkih in ob ekstremnih vrednostih koeficienta hitrosti k_A je najmanjša priporočljiva površina 4.73 m² ter največja priporočena površina za vertikalni sistem 236.78 m². V preglednici 18 so povzete najmanjše in največje površine za posamezne parametre z ekstremnimi vrednostmi konstant hitrosti, kar je prikazano tudi na sliki 32.

Preglednica 18: Prikaz konstant hitrosti ter minimalnih in maksimalnih vrednosti površin za posamezni parameter

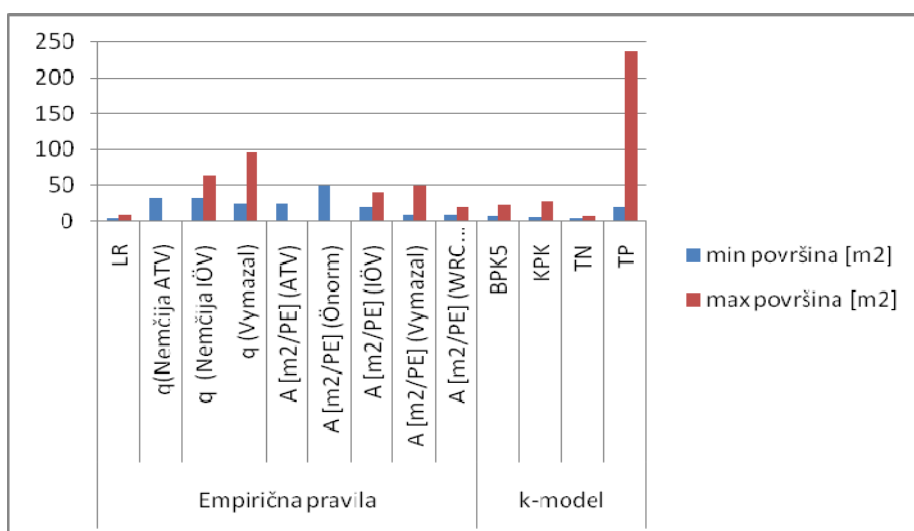
	Min k_A [m/dan]	Max površina [m ²]	Max k_A [m/dan]	Min površina [m ²]
BPK₅	0,055	22,53	0,16	7,75
KPK	0,027	27,47	0,11	6,74
TN	0,033	7,88	0,055	4,73
TP	0,0027	236,78	0,033	19,37

Pri tem pa gre za poenostavljen model prvega reda, ker niso upoštevane vrednosti koncentracij ozadja C^* in temperaturni koeficienti.

Slika 32: Prikaz površin modela prvega reda z ekstremnimi vrednostmi k_A

9.3 Dimenzioniranje V-RČN

Kadar je bilo mogoče, smo uporabili najmanjše in največje vrednosti parametrov iz preglednic 15 in 17 za prikaz največje variabilnosti napovedi površine. Z empiričnimi pravili in modeli prvega reda smo prišli do priporočljivih površin V-RČN, ki se gibljejo med 4.56 m² do 236.8 m² (slika 33).



Slika 33: Rezultati empiričnih pravil in modelov prvega reda

Tako kot pri horizontalnih sistemih so površine, predlagane na podlagi empiričnih pravil, večje, kar kaže na njihovo grobo oceno površin, ker temeljijo izključno samo na izkušnjah. Vendar pa dimenzioniranje z m^2/PE ponavadi ni učinkovito, zato za nadaljnje delo izberemo model prvega reda, pri katerem tudi opazimo najmanjša odstopanja med površinami med posameznimi parametri.

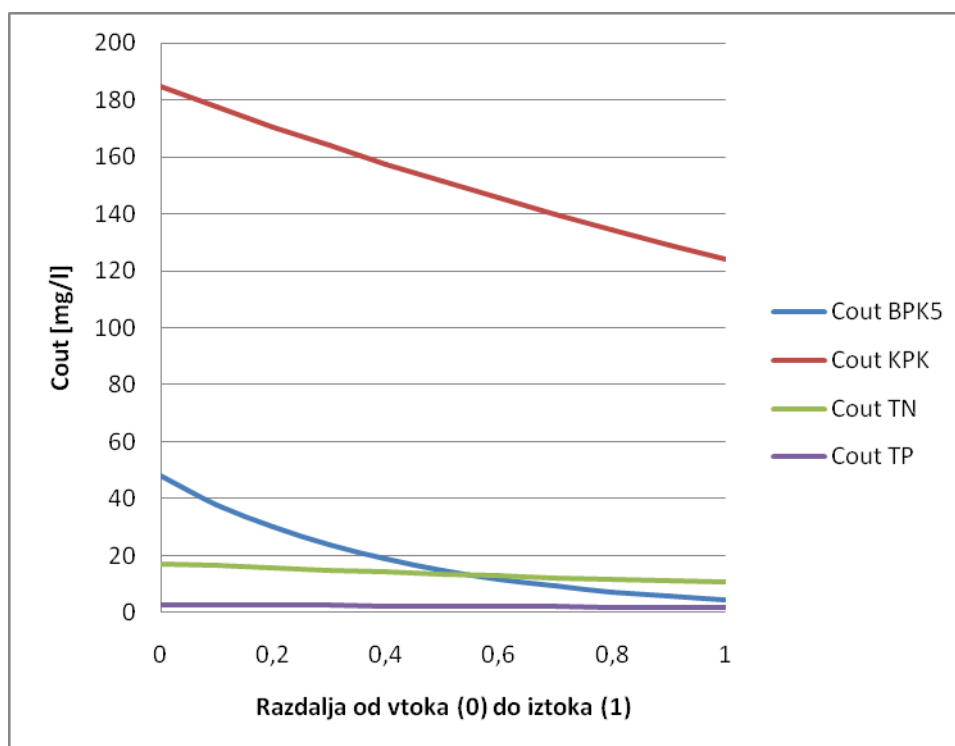
Med dobljenimi priporočenimi površinami V-RČN izberem za vsak parameter najbolj realno in dobimo sledeče rezultate (preglednica 19).

Preglednica 19: Iztočne koncentracije posameznih parametrov glede na posamezne izbrane površine

A	m²	7,75	27,50	7,88	19,37	
A	m²/PE	0,77	2,75	0,79	1,94	
q	m/dan	0,25	0,07	0,24	0,10	C_{out} standard
C_{out} [mg/l]	BPK₅	25,00	4,74	38,21	27,40	25,00
	KPK	165,45	124,95	165,13	140,25	125,00
	TN	15,03	10,67	15,00	12,29	15,00
	TP	2,45	1,74	2,44	2,00	2,00

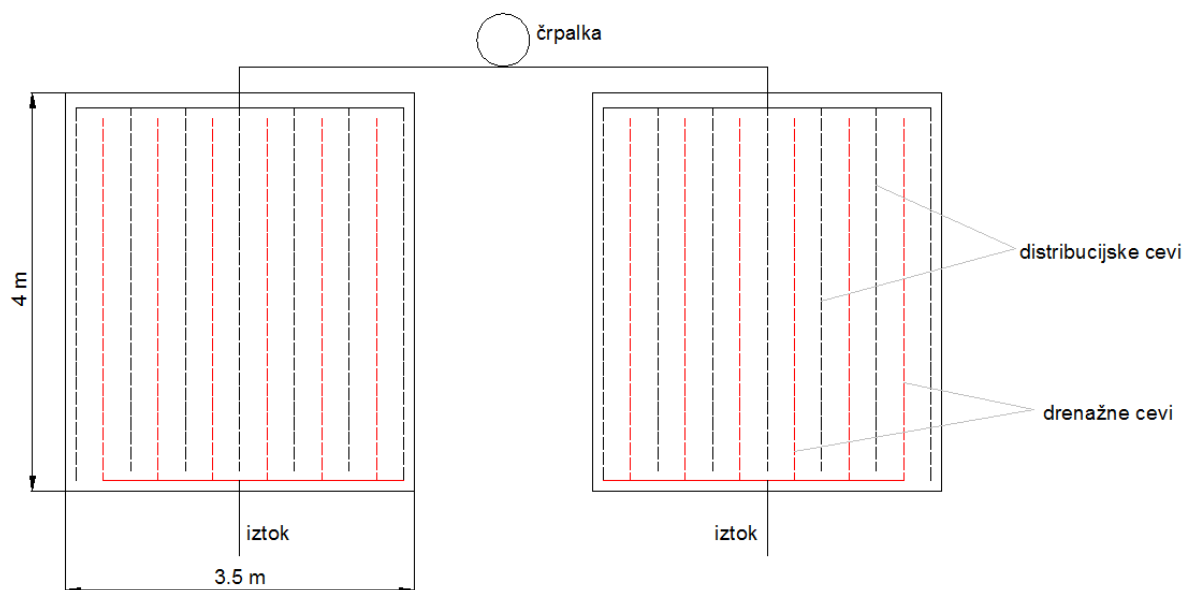
Po izbiri koeficienta hitrosti in priporočljive površine za vsak parameter bomo določili površino, pri kateri bodo dosežene predpisane iztočne koncentracije vseh posameznih parametrov.

Iz preglednice 19 ugotovimo, da bodo iztočne koncentracije vseh posameznih parametrov dosežene ob izbrani površini 27.47 m² za V-RČN. Za nadaljevanje dimenzioniranja izberemo RČN z velikostjo 28 m². Slika 34 prikazuje učinkovitost odstranjevanja vseh projektnih obremenitev od vtoka na RČN (0) do iztoka (1) ob izbrani površini.



Slika 34: Sprememba koncentracij posameznih parametrov od vtoka (0) do iztoka (1) ob izbrani površini V-RČN

Postopek za določanje velikosti gred V-RČN temelji predvsem na procesih nitrifikacije, ker, ob izpolnjenih ciljnih čiščenja – običajno zahtevane koncentracije amonija, so tudi drugi parametri zadovoljivo odpravljeni. V sistemih z vertikalnim tokom širina in prečni prerez V-RČN nista določena z zahtevo preprečitve površinskega toka. Dnevna količina odpadne vode je 1900 l, ki jo moramo razporediti v vertikalni sistem med faze doziranja in faze sušenja. Tako izberemo dve V-RČN s skupno površino 28 m² (2x 3.5 m x 4 m). V-RČN z distribucijskim sistemom je prikazana na sliki 35. Za distribucijski sistem izberemo perforirane cevi s premerom 40 mm. Pri tem je predvsem pomembno, da je voda razporejena po celotni površini V-RČN. Na podlagi tega lahko izračunamo približen volumen cevi ene grede (enačba 59) in volumen distribucijskega sistema ene grede (enačba 60).

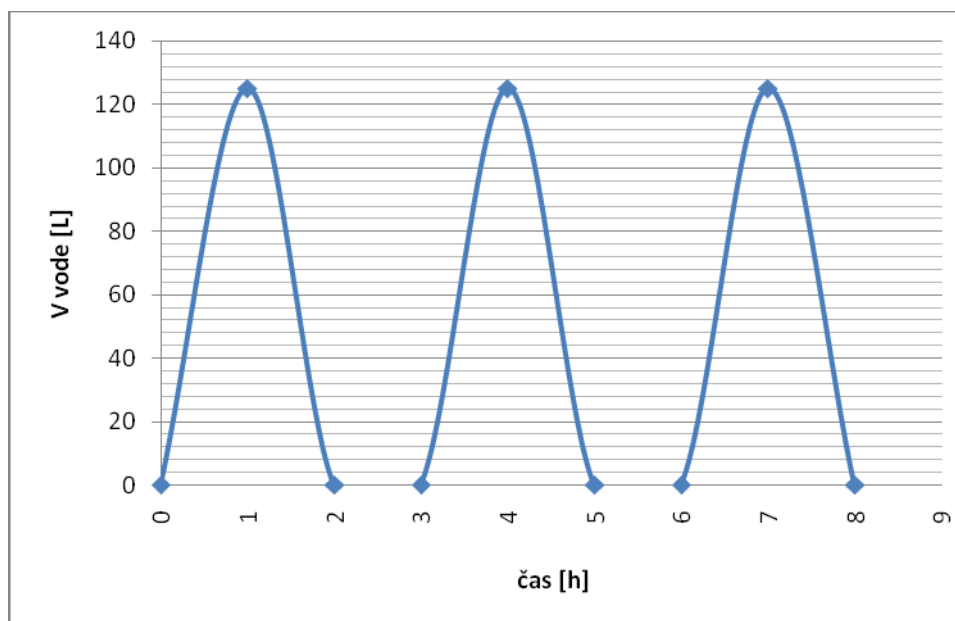


Slika 35: Tloris vertikalnega sistema z distribucijskimi in drenažnimi cevmi

$$V_{cev} = L \cdot \pi \cdot r^2 = 3,9 \cdot \pi \cdot (0.02)^2 = 4,9 \cdot 10^{-3} m^3 \quad (59)$$

$$V_{sistema} = n \cdot V_{cev} = 7 \cdot 4,9 \cdot 10^{-3} m^3 = 0,034 m^3 = 34 l \quad (60)$$

Volumen načrpane vode na V-RČN je vsaj trikrat večji, kot je volumen sistema distribucijskih cevi, se pravi približno 100 l na gredo. To pomeni, da bo frekvenca polnjenja ene grede, ob običajni obremenitvi sistema, med 8 in 12 intervali dnevno. Sistem se obremenjuje intervalno, tako, da je vsaka greda v fazi polnjenja, ki traja 0.8 h in nato v fazi počivanja, ki traja 1.6 h (slika 36). Ob desetkratnem polnjenju grede dnevno je interval doziranja dolg 48 minut, faza sušenja pa je dvakrat večja, 96 minut, da se greda res izsuši ter s tem dobro prezrači.



Slika 36: Faza doziranja in faza počivanja ene grede v prvih 8 urah

9.3.1 Zamašitev sistema

Učinkovitost V-RČN je odvisna od pojava zamašitve. Zamašitev substrata se pojavi, ko je prevodnost filtrirnega medija zmanjšana. Posledično povečana biomasa, porast razvoja biofilmov in mikroorganizmov, vodi do močnega zmanjšanja prisotnosti kisika v nižjih plasteh. To vodi k zmanjšanju učinkovitosti vseh oksidacijskih procesov (nitrifikacija, oksidacija ogljika, odstranitev patogenov). Glede na vzroke za zmanjšanje prevodnosti filtrirnih medijev so bile ugotovljene nekatere empirične vrednosti za zgornjo vstopno koncentracijo in obremenitve, ki se lahko uporabljajo kot orodje za dimenzioniranje. Nemške izkušnje so pokazale, da je dobro učinkovitost V-RČN mogoče doseči dolgoročno z uporabo naslednjih empiričnih vrednosti:

- Organska obremenitev = 20 g KPK/m²·dan z maksimalno koncentracijo suspendiranih snovi (TSS) 100 mg/l
- Obremenitev s suspendiranimi snovmi (TSS) = 5 g/m²·dan (Geller in Hoehner, cit. po Masi, F., 2005).

V našem primeru je organska obremenitev KPK 12.5 g/m^2 in je manjša od priporočene maksimalne obremenitve (20 g KPK/m^2). Pri tem je tudi vstopna koncentracija suspendiranih snovi manjša od maksimalne priporočene koncentracije ($71 \text{ mg/l} < 100 \text{ mg/l}$). Pri obremenitvi s suspendiranimi snovmi smo tudi še pod »varno mejo«, saj je $4.8 \text{ g/m}^2 \cdot \text{dan}$ (priporočljiva vrednost je $5 \text{ g/m}^2 \cdot \text{dan}$).

10 SKLEPI IN UGOTOVITVE

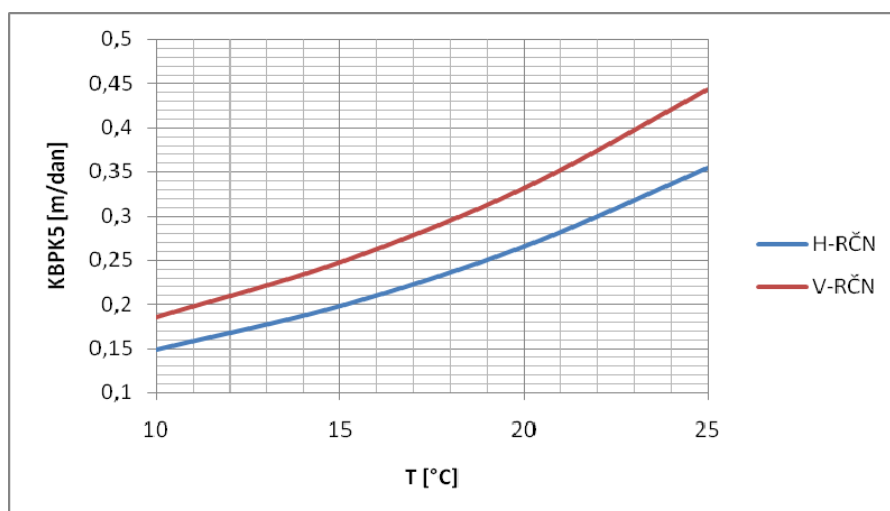
Na podlagi izvedenega preučevanja vertikalnih in horizontalnih sistemov lahko ugotovimo, da ima vsak sistem svoje prednosti in pomanjkljivosti. Prednost V-RČN je vsekakor manjša potrebna površina ($2.8 \text{ m}^2/\text{PE}$), pri horizontalnem je $3.8 \text{ m}^2/\text{PE}$. Prednost H-RČN pa je enostavnejša izvedba, saj voda gravitacijsko doteka v sistem ter tako ni potrebna uporaba črpalk in električne energije. Vertikalni sistemi pa so tehnično zahtevnejši, ker je potreben intervalni dozirni sistem, ki je večinoma izvedljiv s sistemom črpalk in z uporabo električne energije.

V primerjavi konstant reakcijske hitrosti za posamezen parameter (preglednica 20), ugotovimo, da so pri vertikalnih sistemih manjša odstopanja med ekstremnimi vrednostmi konstant. Tako so si vrednosti med vertikalnimi in horizontalnimi sistemi lahko zelo podobne ali pa se zelo razlikujejo, odvisno za kateri ekstrem oziroma vrednost konstante hitrosti se odločimo.

Preglednica 20: Primerjava reakcijskih konstant hitrosti

	k-vertikalni	k-horizontalni
	[m/dan]	[m/dan]
BPK₅	0,055-0,16	0.118
KPK	0,027-0,11	-
TSS	-	0,119-31,6
TN	0,033-0,055	0,007-0,1
TP	0,0027-0,033	0,033

Konstanta hitrosti k_{BPK_5} je odvisna od temperature in se na splošno povečuje, približno 10 % na °C. Tako je koeficient hitrosti razgradnje k_{BPK_5} višji poleti kot pozimi (UN-HABITAT, 2008). V-RČN in H-RČN pa se tudi med seboj malenkostno razlikujeta v temperaturni odvisnosti koeficienta hitrosti reakcije. Slika 37 prikazuje te razlike za k_{BPK_5} .



Slika 37: Primerjava temperaturne odvisnosti koeficientov reakcije hitrosti k za BPK_5

Horizontalni sistemi so se izkazali kot tehnologija, ki zagotavlja stabilnost v učinkovitosti z nizko stopnjo upravljanja in vzdrževanja. Odstranjevanje BPK_5 in TSS ne povzroča problemov, iztočne koncentracije ponavadi ne presegajo zakonodajnih okvirov Uredbe o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz malih komunalnih čistilnih naprav (Uradni list RS št. 98/07, 30/10) (preglednica 21).

Preglednica 21: Primerjava učinkovitosti V-RČN in H-RČN sistemov dimenzioniranih s cevnim reaktorjem prvega reda

	C_{in} [mg/l]	C_{out} [mg/l]	C_{out} H- RČN [mg/l]	H-RČN [%]	C_{out} V- RČN [mg/l]	V-RČN [%]
BPK₅	48	25	4,53	90,56	4,54	90,54
TSS	184,7	125	6,57	90,74		
KPK	71	35	-	-	124,07	32,83
TN	17,2	15	14,95	13,06	10,58	38,51
TP	2,8	2	1,46	47,97	1,72	38,51

Čeprav je velika razlika v procesih odstranjevanja organskih snovi, se odstranjevanje BPK_5 obratovalno zahtevnejših, vertikalnih, sistemov lahko primerja s horizontalnimi sistemi. Potreben kisik za aerobno in anaerobno razgradnjo prehaja iz ozračja preko listov, stebela in koreninskega sistema oziroma z difuzijo neposredno v tla, v plast okoli korenin, vendar pa je

le ta majhen v primerjavi s prenosom kisika z dozirnimi sistemom v intervalih. Pri horizontalnih sistemih je način prenosa kisika v rizosfero enak, vendar pa zmogljivost prenosa kisika ne zadostuje za zagotavljanje aerobne razgradnje, zato imajo v sistemih s horizontalnim tokom vode anoksični in anaerobni procesi glavno vlogo. Pri vertikalnem sistemu je odstranjevanje KPK slabo. Ponavadi je učinkovitost odstranjevanja okoli 75 %. To je lahko zaradi napačno predpostavljene konstante reakcijske hitrosti, ki je očitno premajhna, saj reakcija poteka hitreje, če je sistem dobro prezračen.

Učinkovitost sistemov s podpovršinskim tokom vode pri odstranjevanju dušika iz odpadnih voda je težko določiti. Odstranjevanje dušika je predvsem odvisno od aerobnih in anaerobnih pogojev. Ponavadi so horizontalni sistemi učinkoviti pri odstranjevanju nitratov, medtem pa so pri vertikalnih sistemih celo možnosti, da koncentracije nitratov na odtoku narastejo. Do tega lahko pride zaradi omejene denitrifikacije v V-RČN. Zaradi aerobnih pogojev pa imajo vertikalni sistemi prednost pred H-RČN, ker v V-RČN poteka intenzivna nitrifikacija, ki je v horizontalnih sistemih zelo slaba.

Odstranjevanje fosforja je pri obeh sistemih podobno, ker pa je odvisno predvsem od vrste substrata oziroma vsebnosti substrata s kalcijem, aluminijem in železom, je pravo učinkovitost težko določiti. Če je odstranjevanje fosforja glavni cilj procesa čiščenja so horizontalni sistemi v prednosti, ker imajo možnost kopičenja velikih količin fosforja v huminskih snoveh (z razliko od vertikalnih sistemov) (Luederitz in sod., 2001).

Dimenzioniranje RČN je lahko zasnovano po številnih modelih, ki so lahko zelo enostavni (empirična pravila in regresijske enačbe) ali pa zelo kompleksni. Nekje vmes je model prvega reda za cevni reaktor. Uporaba enostavnih pravil za dimenzioniranje pomeni veliko negotovosti, tako pri učinkovitosti čiščenja glede na kakovost odpadne vode kot tudi v ekonomskem smislu načrtovane velikosti in s tem večje naložbe. Kakorkoli, če pravila garantirajo dobro kvaliteto iztočne vode, se bo to nevtraliziralo z ekonomskimi omejitvami, saj konzervativno dimenzioniranje sloni k večji površini sistema, s tem pa sloni k povečanju investicijskih stroškov. Ob tem obsegu podatkov je trenutno model prvega reda za cevni reaktor ($k-C^*$) najboljše orodje na voljo, saj imajo idealne rastlinske čistilne naprave značilnosti cevnega reaktorja, torej se koncentracija onesnaževal odpadne vode spreminja

vzdolž toka. S spreminjanjem koncentracije se tudi pogoji za reakcijo spreminjajo. Čeprav razumemo večino reakcij, nismo sposobni opisati preštevilčnih reakcij in procesov, ki vplivajo drug na drugega v vseh delih reaktorja, poleg tega pa se tudi pogoji konstantno spreminjajo. Iz tega vidika je tudi težko določiti koeficiente reakcijske hitrosti k . Pri preučevanju predlaganih vrednosti parametrov v različnih virih literature je bila njihova variabilnost zelo visoka, saj se pri teh modelih številnih vpletenih dejavnikov ne upošteva. Učinkovitost čiščenja odpadnih voda v RČN s podpovršinskim tokom vode je odvisna od kakovosti dotoka vode, kakovosti iztoka vode iztoka, klimatskih pogojev, vrste substrata in uporabljenih rastlin. Diplomaska naloga prikazuje, da so predvidene potrebne površine zelo spremenljive in da ta variabilnost ne obstaja le med različnimi modeli, vendar tudi, zaradi negotovosti parametrov, znotraj istega uporabljenega modela. Zato bi bilo pridobivanje zanesljivejših podatkov oziroma parametrov in uporaba kompleksnejših modelov usmeritev za nadaljnje delo.

Tako vertikalni kot horizontalni sistem imata svoje prednosti in slabosti. Odločitev kateri sistem s podpovršinskim tokom vode bomo izbrali je odvisna predvsem od naših ciljev čiščenja, velikosti površine, ki nam je na razpolago za umestitev RČN v prostor in od financ. Slednje predvsem zaradi višjih tehničnih zahtev podražijo vertikalni sistem in zahtevajo višje vzdrževalne in obratovalne stroške, saj je potrebna električna energija, medtem ko horizontalni sistemi delujejo gravitacijsko, v kolikor je to mogoče.

Na podlagi primerjav površin RČN sistemov v diplomski nalogi, bi za horizontalne sisteme priporočili vsaj 2.5 m^2 na PE, ki bi zadoščala za uspešno odstranjevanje organskih in hranilnih snovi, odstranjevanje dušika in fosforja pa ni pogojeno z velikostjo RČN, ampak z aerobnimi in anaerobnimi pogoji. Priporočena površina za vertikalne sisteme pa je manjša, 1.5 m^2 . Torej, če je prioriteta čiščenja suspendiranih in organskih snovi, se lahko odločimo za katerikoli sistem. Odstranjevanje skupnega dušika pa je v podpovršinskih sistemih relativno slabo in ga je težko napovedati, zato ni nujno, da te različne vrste RČN delujejo kot samostojne naprave za čiščenje voda, vendar jih je mogoče kombinirati med seboj ali celo z drugimi nizko- in visoko-tehnološkimi enotami, s ciljem izkoriščanja prednosti različnih sistemov. Zdi se, da se kakovost odpadne vode izboljša s kompleksnostjo objekta (Vymazal in sod., 1998). Oba sistema podpovršinskih RČN sta zelo učinkovita pri odstranjevanju organskih in

suspendiranih trdnih delcev, medtem ko je odstranjevanje dušika nižje, vendar ga je mogoče izboljšati z uporabo kombinacij različnih vrst RČN. Rastlinske čistilne naprave lahko kombiniramo, z uporabo prednosti posameznih sistemov, da bi dosegli večji učinek čiščenja. Večino teh RČN, t.i. hibridnih rastlinskih čistilnih naprav, sestavljajo V-RČN in H-RČN. S tem se združijo aerobne in anaerobne lastnosti vertikalnih in horizontalnih sistemov za izboljšanje odstranjevanja KPK, fosforja in zlasti dušika (Mena in sod., 2008). Ponavadi vertikalnemu sistemu sledi horizontalni, da po procesu nitrifikacije v V-RČN sledi proces denitrifikacije in se s tem v največji možni meri odstrani dušik.

Na podlagi dela, izvedenega v diplomski nalogi, lahko podamo usmeritve za nadaljnje delo na področju razvoja rastlinskih čistilnih naprav s podpovršinskim tokom. RČN so zelo učinkovite pri čiščenju odpadnih voda, vendar pa so temeljni mehanizmi še vedno precej preračunljivi. Z intenzivnim opazovanjem pilotnih ali že izvedenih RČN bi lahko dobili kvalitetnejše podatke. Poleg vstopnih in izhodnih podatkov bi po potrebi zbirali tudi podatke znotraj naprave. Tako bi dobili več notranjih podatkov o »črnih skrinjicah« in njihovi hidravliki. Z boljšim razumevanjem in z zanesljivejšimi podatki, bi lahko razvili kompleksnejši model, ki ne bi temeljil le na številnih ocenah in predpostavkah.

VIRI

Brix, H. 1994. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology* 30, 8: 209-223.

Brix, H., Johansen, N. H. 1999. Treatment of domestic sewage in a two-stage constructed wetland – design principles. *Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands*: 155-163.

Brix, H., Arias, C. A., 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25: 491-500.

Brown, D.S., Kreissl, J.F., Gearheart, R.A., Kruzic, A.P., Boyle, W.C., Otis, R.J. 2000. *Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. Cincinnati, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency (EPA): 166 str.
http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/Design_Manual2000.pdf (23.11.2009).

Chapra, S.C. 1997. *Surface Water-quality Modeling*. United States of America, McGraw-Hill Companies: 844 str.

Chen, M., Tang, Y., Li, X., Yu, Z. 2009. Study on the Heavy Metals Removal Efficiencies of Constructed Wetlands with Different Substrates. *Water Resource and Protection* 1: 1-57.

Crites, R.W., Gunther, D.C., Kruzic, A.P., Pelz, J.D., Tchobanoglous, G. 1988. *Design manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment*. Cincinnati, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information, U.S. Environmental Protection Agency (EPA): 92 str.
<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/design.pdf> (23.11.2009).

Crites, R.W., Middlebrooks, E.J., Reed, S.C. 2006. Natural Wastewater Treatment Systems. Boca Raton, London, New York, CRC Press, Taylor & Francis Group: 552 str.

DuPoldt, C. in sod. 1993. A Handbook of Constructed wetlands (Volume 1): A Guide to Creating Wetlands for Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage and Stormwater in the Mid-Atlantic Region. Washington, United States Environmental Protection Agency (EPA): 53 str.

<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/hand.pdf> (23.01.2011).

Giraldi, D., de Michieli Vitturi, M., Iannelli, R. 2010. FITOVERT: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. Environmental Modelling & Software 25: 633-640.

Grady, C.P.L., Daigger, G.T., Lim, H.C. 1999. Biological Wastewater Treatment, Second edition. Boca Raton, London, New York, CRC Press, Taylor & Francis Group: 1076 str.

Griessler Bulc, T. 2008. Vloga rastlinskih čistilnih naprav v prihodnosti. V: Vovk Korže, A., Sajovic, A., Kroflič, B., Vrhovšek, D. Zbornik referatov mednarodne ERM konference: Ekoremediacije v državah Zahodnega Balkana in Osrednji Evropi za izboljšanje kvalitete življenja. Celje, 21. - 22. september 2007. Maribor, Univerza v Mariboru, Filozofska fakulteta, Mednarodni center za ekoremediacije: str. 31-40.

Guide: extensive wastewater treatment processes - adapted to small and medium sized communities (500 to 5.000 population equivalents). 2001. European Commission, International Office for Water, Luxembourg: 44 str.

http://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/info/pdf/waterguide_en.pdf

(05.01.2011)

Haberl, R. in sod. 2003. Constructed Wetlands for the Treatment of Organic Pollutants. J Soils & Sediments 3, 2: 109 – 124.

Kadlec, R.H. 2000. The Inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering* 15: 105-119.

Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. 2000. *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation*. London, IWA publishing: 156 str.

Kadlec, R.H. 2009. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering* 35: 159-174.

Kompare, B. 2003. *Osnove čiščenja voda*. Skripta v delu. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo: 30 str.

Kompare, B., Rismal, M. 1995-2006. *Čiščenje pitne vode*. Skripta v delu. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo: 190 str.

Langergraber, G. 2006. *Constructed wetlands – Introduction and principles: a presentation*. Workshop on "Constructed Wetlands". Ramallah, 22. January 2006: 123 str.

<http://www.medawater-rmsu.org/archive/projects/MEDWA%20project/reports/Report%20constructed%20wetlands.pdf> (01.02.2011).

Langergraber, G. 2008. Modeling of Processes in Subsurface Flow Constructed wetlands: A Review. *Vadose Zone Journal* 7, 2: 830-842.

Langergraber, G., Giraldi, D., Mena, J., Meyer, D., Peña, M., Toscano, A., Brovelli, A., Korkusuz, E.A. 2009. Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 407: 3931-3943.

Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A., Gersberg, R.M. 2001. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 18: 157-171.

<http://publichealth.sdsu.edu/publications/gersberg448.pdf> (26.12.2010).

Majes, B. Fizikalne lastnosti zemljin in hribin – predavanje pri predmetu Mehanika tal. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo: 29 str.
<http://www.fgg.uni-lj.si/kmtal-gradiva/Gradiva%20za%20vec%20predmetov/Skripta%20Majes/FIZIKALNE%20LASTNOSTI%20ZEMLJIN.pdf> (11.1.2011).

Masi, F. 2005. Constructed wetlands for wastewater treatment. Train-the-Trainer Seminar: 34 str.
<http://www.medawater-rmsu.org/archive/projects/ZERO-M%20project/reports/09%20Constructed%20Wetland/Constructed%20wetlands.pdf>
(26.12.2010).

Mena, J., Rodriguez, L., Nuñez, J., Fernández, F.J., Villaseñor, J. 2008. Design of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetlands treating industrial wastewater.
http://www.alquimiaimasd.com/UserFiles//ficheros/IdiAplicada/J%20Mena%20et%20al_Water%20Pollution%202008.pdf (20.02.2011).

Mihelcic, J.R. 1999. Fundamentals of Environmental Engineering. New York, John Wiley & Sons: 335 str.

Rismal, M., Kompare, B., 1997-2002. Osnove čiščenja voda. Skripta v delu. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo: 74 str.

Rousseau, D.P.L., Vanrolleghem, P.A., De Pauw, N. 2004. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. Water research 38: 1484-1493.

Sherwood, C., Reed, P.E. 1993. Subsurface Flow Constructed Wetlands For WasteWater Treatment: A Technology Assessment. U.S. Environmental Protection Agency (EPA): 87 str.
<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/sub.pdf> (05.01.2011).

Sun, G., Saeed, T. 2009. Kinetic modelling of organic matter removal in 80 horizontal flow reed beds for domestic sewage treatment. *Process Biochemistry* 44: 717-722.

Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands. 2003. The Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC), Wetlands team: 199 str.
<http://www.itrcweb.org/Documents/WTLND-1.pdf> (23.11.2009).

Trang, N.T.D., Konnerup, D., Schierup, H-H., Chiem, N.H., Tuan, A., Brix, H. 2010. Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effect of hydraulic loading rate. *Ecological Engineering* 36: 527-535.

UN-HABITAT, 2008. Constructed Wetlands Manual. United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT), Water for Asian Cities Programme Nepal, Kathmandu: 102 str.

Uredba o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz malih komunalnih čistilnih naprav. UL RS št. 98/07: 13265-13270.

Uredba o spremembah in dopolnitvah Uredbe o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz malih komunalnih čistilnih naprav. UL RS št. 30/10: 4061-4064.

Uredba o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz komunalnih čistilnih naprav. UL RS št. 45/07: 6170-6181.

Uredba o spremembah in dopolnitvah Uredbe o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz komunalnih čistilnih naprav. UL RS št. 105/10: 16396-16399.

Vrhovšek, D., Vovk Korže, A. 2007. Ekoremediacije. Maribor, Ljubljana, Univerza v Mariboru, Filozofska fakulteta, Mednarodni center za ekoremediacije, Limnos d.o.o.: 128 str.

Vučinić, A., Vedrina, D.S., Gudelj, I. 2008. Mathematical Modelling and parameter estimation for the Design of Constructed Wetlands. *Strojarstvo* 50, 5: 251-258.

Vymazal, J., 1995. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic-state of the art. *Water Science and Technology* 32, 3: 357–364.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Haberl, R., Perfler, R., Laber, J. 1998. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe: Removal mechanisms and types of constructed wetlands. Leiden, Backhuys publishers: 17-66.

http://mit.biology.au.dk/~biohbn/hansbrix/pdf_files/Con_Wet_Was_Treat_Eur%20%281998%29%2017-66.pdf (21.11.2010).

Vymazal, J., 2002. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering* 18: 633–646.

Vymazal, J., 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25: 478-490.

Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H., Mander, Ü. 2006. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. V: Verhoeven, J.T.A., Beltman, B., Bobbink, R., Whigham, D.F. *Wetlands and Natural Resource Management: Ecological Studies, Volume 190*. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag: str. 69-96.

Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380: 48-65.

Vymazal, J., 2010. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water* 2: 530-549.
<http://www.mdpi.com/2073-4441/2/3/530/pdf> (21.11.2010).

Zakon o spremembah in dopolnitvah Zakona o varstvu okolja (ZVO-1B). UL RS št. 70/08: 9570-9588.

Zakon o varstvu okolja (ZVO-1-UPB1). UL RS št. 39/06: 4151-4209.

Zakon o spremembah in dopolnitvah Zakona o varstvu okolja (ZVO-1B). UL RS št. 70/08: 9570-9588.

Zakon o spremembah in dopolnitvah Zakona o varstvu okolja (ZVO-1C). UL RS št. 108/09: 14777-14786.

Zakon o vodah (ZV-1). UL RS št. 67/02: 7648-7680.

Zakon o spremembah in dopolnitvah Zakona o vodah (ZV-1A). UL RS št. 57/08: 6199-6210.

Ostali viri:

Akvopedia. <http://www.akvo.org/wiki> (28.1.2011).

Ameriška okoljevarstvena agencija. <http://www.epa.gov/wetlands> (23.11.2009).

Agencija Republike Slovenije za okolje: <http://www.arso.gov.si> (9.6.2010).

Evroterm. <http://evroterm.gov.si> (23.11.2009).

Limnos. <http://www.limnos.si> (23.11.2009).

Portal za mlade. <http://www.minet.si> (23.11.2009).

Slovarček naravoslovnih znanosti. <http://www.kvarkadabra.net> (18.3.2010).

Spletni slovar. <http://www.spletnislovar.com> (9.10.2010).

Uradni list. <http://www.uradni-list.si> (04.01.2011).

Wikipedia. <http://sl.wikipedia.org/> (23.11.2009).