

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



Univerzitetni program Vodarstvo in
komunalno inženirstvo

Kandidatka:
Mateja Škerjanec

Primerjava simulacijskih orodij WEST in GPS- X na primeru MBBR reaktorja

Diplomska naloga št.: 111

Mentor:
prof. dr. Boris Kompare

Somentor:
doc. dr. Nataša Atanasova

Ljubljana, 29. 9. 2008

STRAN ZA POPRAVKE, ERRATA

Stran z napako

Vrstica z napako

Namesto

Naj bo

IZJAVA O AVTORSTVU

Podpisana **MATEJA ŠKERJANEC** izjavljam, da sem avtorica diplomske naloge z naslovom: **»PRIMERJAVA SIMULACIJSKIH ORODIJ WEST IN GPS-X NA PRIMERU MBBR REAKTORJA«**.

Izjavljam, da se odpovedujem vsem materialnim pravicam iz dela za potrebe elektronske separatoteke FGG.

Ljubljana, 15.9.2008

BIBLIOGRAFSKO-DOKUMENTACIJSKA STRAN Z IZVLEČKOM

- UDK:** 519.61/64:628.35(043.2)
- Avtor:** Mateja Škerjanec
- Mentor:**izr. prof. dr. Boris Kompare
- Somentor:** asist. dr. Nataša Atanasova
- Naslov:** Primerjava simulacijskih orodij WEST in GPS-X na primeru MBBR reaktorja
- Obseg in oprema:** 74 str., 13 pregl., 29 sl., 45 en.
- Ključne besede:** WEST, GPS-X, MBBR, ASM1, Mantis, modeliranje, simulacija, občutljivostna analiza

Izvodček

Cilj diplomske naloge je bil na primeru MBBR reaktorja testirati delovanje simulacijskih orodij WEST in GPS-X. Delo je potekalo na osnovi obstoječe simulacije že zgrajenega modela v orodju GPS-X, ki smo jo poskušali rekonstruirati s postavitvijo novega modela v orodju WEST. V ta namen so bili uporabljeni podatki, pridobljeni s strani Centralne čistilne naprave Domžale-Kamnik, kjer je v obdobju med oktobrom 2005 in majem 2006 obratovala laboratorijska pilotna naprava. Reaktor pilotne naprave je bil napolnjen z nosilci biomase tipa K1 (proizvajalec AnoxKaldnes). V napravi so bili s selektivnim hranjenjem vzpostavljeni pogoji, ugodni za rast avtotrofne biomase.

V simulacijskem orodju WEST je bil izdelan matematični model MBBR reaktorja, s katerim je bilo potrebno poleg procesov biološkega čiščenja odpadnih voda opisati tudi prenos snovi iz obdajajoče tekočine v notranjost biofilma. Na podlagi zgrajenega modela smo z orodjem WEST izvedli tri simulacije. Pri prvi smo privzeli vrednosti parametrov, uporabljene v GPS-X. Dobljena simulacija je znatno odstopala od obstoječe. S pomočjo rezultatov opravljene občutljivostne analize smo nato umerili parametre modela in tako dobili precej boljšo (drugo) simulacijo, ki se je praktično ujemala z rezultati, dobljenimi z orodjem GPS-X. Cilj tretje simulacije je bil preveriti, kakšne rezultate dobimo v primeru uporabe prednastavljenih vrednosti parametrov, vsebovanih v WEST-u. Z manjšo modifikacijo danih vrednosti parametrov smo se uspešno približali meritvam na laboratorijski pilotni napravi.

Rezultat diplomske naloge je dosledna primerjava modelov in vrednosti parametrov, ki jih ponujata obe orodji. Poleg manjšega konceptualnega odstopanja med uporabljenima modeloma smo opazili tudi razlike v trajanju simulacij in stabilnosti numeričnega izračuna.

BIBLIOGRAPHIC-DOCUMENTALISTIC INFORMATION

UDC: 519.61/64:628.35(043.2)
Author: Mateja Škerjanec
Supervisor: Assoc. Prof. Boris Kompare, PhD
Cosupervisor: Nataša Atanasova, PhD
Title: Comparison of the simulation tools WEST and GPS-X in the case of MBBR reactor
Notes: 74 p., 13 tab., 29 fig., 45 eq.
Key words: WEST, GPS-X, MBBR, ASM1, Mantis, modeling, simulation, sensitivity analysis

Abstract

The aim of this work was to evaluate two simulation tools, WEST and GPS-X, by setting a model of MBBR reactor. The evaluation was based on an existing simulations with a model constructed in GPS-X. Within this work, the same simulations were reconstructed by setting a model in WEST. To this end, the data from Central Wastewater Treatment Plant Domžale-Kamnik was used, where the laboratory pilot plant was operating from October 2005 to May 2006. The pilot MBBR was filled with K1 biocarriers, produced by AnoxKaldnes. Using artificial wastewater, good conditions for autotrophic biomass growth were achieved.

A mathematical model of the MBBR reactor was built in WEST, which includes typical biochemical processes of wastewater treatment as well as the transport processes of the substrate from the bulk liquid into the biofilm. Using the model we performed three different simulations in WEST. For the first one, the same values of the parameters were used as those in GPS-X, which produced a simulation that differed significantly compared to the simulation obtained with GPS-X. After running the sensitivity analysis, we calibrated some parameters and achieved better (second) simulation, fitting well the simulation, obtained by GPS-X. The aim of the third simulation was verification of the WEST default parameter values. Slight modification of those parameters was needed in order to achieve good fit to the measured values on the pilot plant.

Final result of this work is the comparison of the MBBR models applied in GPS-X and WEST and of the parameter values used in both tools. Apart from some conceptual differences of the two models, we also point to the differences in the computational times and to the numerical stability of the simulation tools.

ZAHVALA

Za pomoč pri nastajanju diplomske naloge se iskreno zahvaljujem mentorju izr. prof. dr. Borisu Komparetu in somentorici asist. dr. Nataši Atanasovi. Hvala tudi mag. Meti Levstek s Centralne čistilne naprave Domžale-Kamnik za vse posredovane podatke.

Zahvalila bi se tudi svojima staršema in Andreju, ki so mi skozi vsa leta študija nudili pomoč in mi stali ob strani.

KAZALO VSEBINE

1	UVOD	1
2	BIOLOŠKO ČIŠČENJE ODPADNIH VODA	3
2.1	Pretvorba snovi v biološki čistilni napravi	3
2.2	Osnovni procesi biološkega čiščenja	4
2.2.1	Aerobno odstranjevanje (oksidacija) organskih spojin	4
2.2.2	Biološko odstranjevanje dušika	6
2.3	Tehnologije biološkega čiščenja	9
2.3.1	Postopki z razpršeno biomaso	10
2.3.2	Postopki s pritrjeno biomaso	13
2.3.3	Hibridni oz. IFAS postopki	17
3	MODELIRANJE MBBR REAKTORJA	18
3.1	Modeliranje transporta snovi iz obdajajoče tekočine v notranjost biofilma	19
3.1.1	Polno učinkovit biofilm	22
3.1.2	Delno učinkovit biofilm	23
3.2	Modeliranje procesov biološkega čiščenja	25
3.2.1	ASM1	26
3.2.2	Mantis	32
4	ORODJA ZA MODELIRANJE IN SIMULACIJO DELOVANJA MBBR REAKTORJA	34
4.1	WEST	34
4.1.1	Modeliranje procesov med obdajajočo tekočino in biofilmom	36
4.1.2	Modeliranje procesov znotraj biofilma	37
4.2	GPS-X	39
5	MERITVE NA LABORATORIJSKI PILOTNI NAPRAVI	43

6	IZDELAVA MATEMATIČNEGA MODELA LABORATORIJSKE PILOTNE NAPRAVE	48
6.1	Vnos vhodnih podatkov	48
6.2	Vnos parametrov modela	49
6.2.1	Fizični parametri	49
6.2.2	Parametri, vezani na biofilm in transport snovi	50
6.2.3	Stehiometrični in kinetični parametri	51
7	REZULTATI	53
7.1	Prva simulacija	53
7.2	Druga simulacija	57
7.3	Tretja simulacija	63
8	ZAKLJUČEK	69
	SEZNAM LITERATURE	72

KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1: Kinetika procesov in stehiometrija v modelu ASM1 (Henze in sod., 2002)	27
Preglednica 2: Kinetika procesov in stehiometrija v modelu Mantis (Hydromantis, 2006)	33
Preglednica 3: Sestava umetno pripravljene odpadne vode	44
Preglednica 4: Rezultati opravljenih meritev (povprečna vrednost \pm standardna deviacija)	46
Preglednica 5: Obremenitev z amonijem in učinek čiščenja (nitrifikacije)	47
Preglednica 6: Vhodni podatki (sestava dotoka)	48
Preglednica 7: Fizični parametri modela	49
Preglednica 8: Parametri, vezani na biofilm in transport snovi	50
Preglednica 9: Stehiometrični parametri	51
Preglednica 10: Kinetični parametri	51
Preglednica 11: Parametri prve simulacije	54
Preglednica 12: Spremenjene vrednosti parametrov	62
Preglednica 13: Parametri tretje simulacije	64

KAZALO SLIK

Slika 1: Tehnologije biološkega čiščenja	9
Slika 2: Popolnoma premešan pretočni reaktor	10
Slika 3: Šaržni reaktor	11
Slika 4: Cevni reaktor	12
Slika 5: MBR reaktor (Nordcap, 2004)	13
Slika 6: Precejalnik (Brentwood industries, 2005)	14
Slika 7: Ekspandiran filter v fazi mirovanja in fazi obratovanja	15
Slika 8: Shema MBBR reaktorja	16
Slika 9: Potopnik (Wheaton, 1991)	17
Slika 10: Prenos substrata v notranjost biofilma	19
Slika 11: Idealiziran biofilm	20
Slika 12: Razporeditev koncentracije substrata v delno učinkovitem in polno učinkovitem biofilmu	24
Slika 13: Model biofilma v GPS-X (Burica, 2004)	41
Slika 14: Laboratorijska pilotna naprava (Levstek in Plazl, 2008)	43
Slika 15: K1 nosilci biomase (AnoxKaldnes, 2006)	44
Slika 16: Časovni potek spreminjanja koncentracij dušikovih komponent v iztoku iz laboratorijske pilotne naprave (Levstek in Plazl, 2008)	46
Slika 17: Časovni potek spreminjanja koncentracije amonija (1. simulacija)	56
Slika 18: Časovni potek spreminjanja koncentracije nitrata (1. simulacija)	56
Slika 19: Občutljivost spremenljivke $C(S_{NH})$ na spremembo parametra δ_{tao}	59
Slika 20: Občutljivost spremenljivke $C(S_{NH})$ na spremembo parametra $D_i(S_{NH})$	59
Slika 21: Občutljivost spremenljivke $C(S_{NH})$ na spremembo parametra Kla	60
Slika 22: Občutljivost spremenljivke $C(S_{NH})$ na spremembo parametra Y_A	60
Slika 23: Časovni potek spreminjanja koncentracije amonija (2. simulacija)	62
Slika 24: Časovni potek spreminjanja koncentracije nitrata (2. simulacija)	63
Slika 25: Sprememba sheme laboratorijske pilotne naprave	65
Slika 26: Časovni potek spreminjanja koncentracije amonija (3. simulacija)	66
Slika 27: Časovni potek spreminjanja koncentracije nitrata (3. simulacija)	67

Slika 28: Potek tretje simulacije do vzpostavitve stacionarnega stanja 67

Slika 29: Spreminjanje koncentracije avtotrofne biomase znotraj biofilma 68

OKRAJŠAVE IN SIMBOLI

Okrajšave

ADM	Anaerobic Digestion Model
ASM	Activated Sludge Model
BPK	biokemijska poraba kisika
CČN	centralna čistilna naprava
CSTR	Continuous Stirred Tank Reactor
GPS-X	The General Purpose Simulator
HDPE	High-Density Polyethylene
HRT	Hydraulic Retention Time
IAWPRC	International Association on Water Pollution Research and Control
IFAS	Integrated Fixed Film Activated Sludge
KPK	kemijska poraba kisika
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor
MBR	Membrane Biological Reactor
MSL	Mathematical Specification Language
SBR	Sequencing Batch Reactor
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen
TSS	Total Suspended Solids
VSS	Volatile Suspended Solids
WEST	World wide Engine for Simulation, Training and Automation

Simboli

Simbol	Opis	Enota
A	obraščena površina nosilca	m^2
a_{sp}	specifična površina nosilcev	1/m
b_A	hitrost odmiranja avtotrofne biomase	1/dan
b_H	hitrost odmiranja heterotrofne biomase	1/dan
C, S	koncentracija	g/m^3
D	difuzijski koeficient	cm^2/s

Simbol	Opis	Enota
d_{detach}	delež biofilma, ki se odlušči	
d_{ini}	začetna debelina biofilma	m
d_{max}	maksimalna debelina biofilma	m
d_{off}, d^*	debelina biofilma, ki se odlušči	m
d_{eltao}, δ	debelina mejne plasti med obdajajočo tekočino in biofilmom	m
eta	poroznost biofilma	
$f_{BOD/COD}$	pretvorbeni faktor BPK ₅ /KPK	
f_{detach}, u_{detach}	koeficient hitrosti luščenja biomase	1/dan
f_P	delež biomase, ki se pretvori v inertni material	
f_{solid}	delež polnitve reaktorja z nosilci biomase	m ³ /m ³
$f_{TSS/COD}$	delež TSS/KPK	
i_{XB}	masa dušika proti masi KPK v biomasi	g N/g KPK
i_{XP}	masa dušika proti masi KPK v nastalih produktih biomase	g N/g KPK
j	masni pretok	g/dan
k_a	maksimalna specifična hitrost amonifikacije	m ³ /g KPK·dan
K_{AD}	anoksični kisikov saturacijski koeficient	g O ₂ /m ³
k_{At}	koeficient pritrjevanja suspendiranih snovi	1/dan
k_{detach}	faktor sorazmernosti za kontrolo luščenja biomase	1/dan
k_h	maksimalna specifična hitrost hidrolize	1/dan
K_{la}	koeficient snovnega prenosa kisika	1/dan
K_M	koeficient prehajanja komponente med tekočino in biofilmom	m/dan
K_{ML}	koeficient prehajanja kisika med zrakom in tekočino	m/dan
K_{NH}	saturacijski koeficient za amonij (avtotrofna biomasa)	g N/m ³
K_{NH-H}	saturacijski koeficient za amonij (heterotrofna biomasa)	g N/m ³
K_{NO}	saturacijski koeficient za nitrat	g N/m ³
$K_{O,A}$	kisikov saturacijski koeficient za avtotrofno biomaso	g O ₂ /m ³
$K_{O,H}$	kisikov saturacijski koeficient za heterotrofno biomaso	g O ₂ /m ³
K_S	saturacijski koeficient za hitro biorazgradljivi substrat	g KPK/m ³
K_X	saturacijski koeficient za hitro biorazgradljivi substrat	g KPK/g KPK
N	prenos substrata skozi določen prerez	g/m ² ·dan
Q	pretok	m ³ /s
r_i	hitrost pretvorbe komponente i	

Simbol	Opis	Enota
ρ	gostota biofilma	kg/m ³
r_{vf}	volumetrična hitrost reakcije	g/m ³ ·dan
S_{ALK}	totalna alkalnost	
S_I	topna inertna organska snov	g KPK/m ³
S_{ND}	topen biorazgradljiv organski dušik	g N/m ³
S_{NH}	amonijev dušik	g N/m ³
S_{NN}	atmosferski dušik	g N/m ³
S_{NO}	nitratni in nitritni dušik	g N/m ³
S_O	koncentracija raztopljenega kisika	g (-KPK)/m ³
S_S	hitro biorazgradljiva organska snov	g KPK/m ³
θ	temperaturni koeficient	
$V_{biofilm}$	volumen biofilma	m ³
V_{bulk}	volumen obdajajoče tekočine	m ³
$V_{carrier}$	volumen nosilcev biomase	m ³
V_{TOT}	celotni volumen IFAS (MBBR) reaktorja	m ³
$X_{B,A}$	avtotrofna biomasa	g KPK/m ³
$X_{B,H}$	heterotrofna biomasa	g KPK/m ³
X_I	suspendirana inertna organska snov	g KPK/m ³
X_{ND}	suspendiran biorazgradljiv organski dušik	g N/m ³
X_P	suspendirani produkti, ki nastanejo v procesu razkroja	g KPK/m ³
X_S	počasi biorazgradljiva organska snov	g KPK/m ³
y	debelina plasti biofilma	m
Y_A	prirast avtotrofne biomase	g KPK/g N
Y_H	prirast heterotrofne biomase	g KPK/g KPK
β	stopnja penetracije substrata v biofilm	
η_g	korekcijski faktor za anoksično rast heterotrofne biomase	
η_h	korekcijski faktor za anoksično hidrolizo	
μ_A	maksimalna hitrost rasti avtotrofne biomase	1/dan
μ_H	maksimalna hitrost rasti heterotrofne biomase	1/dan
ν_{ij}	stehiometrični koeficient v j-tem procesu komponente i	
ρ_j	kinetika j-tega procesa	
ϕ	delež aktivne biomase	

SLOVAR MANJ ZNANIH BESED IN TUJK

advekcija	Dovajanje, horizontalni dotok. (Veliki splošni leksikon, 2006).
amonifikacija	Razkroj organskih dušičnih snovi v amoniak. (SSKJ, 2005).
biofilm	Združba mikroorganizmov in ostalih snovi, ki je imobilizirana na nosilec. (Burica, 2003).
denitrifikacija	Proces preko katerega mikroorganizmi vršijo pretvorbo nitrata v atmosferski dušik. (Atanasova, 2002).
ekspanzija	Velik porast, večanje česa. (SSKJ, 2005).
fluidizacija	Stanje trdnih delcev, ki so suspendirani v premikajoči se tekočini in se z njo premikajo. (Mikoš in sod., 2002).
hidroliza	Razstavljanje spojine z vodo tako, da se deli vode vežejo s sestavnimi deli spojine. (SSKJ, 2005).
kinetika	Nauk o gibanju. (Bunc, 1988).
nitratacija	Pretvorba nitrita v nitrat. (Henze in sod., 2002).
nitrifikacija	Biokemični proces oksidacije amonija (NH_4^+) do nitrata (NO_3^-). (Atanasova, 2002).
nitriticija	Pretvorba amonijskega dušika v nitrit. (Henze in sod., 2002).
puffer	Snov, ki preprečuje, da bi se koncentracija vodikovih ionov v raztopini zaradi dodatka kisline ali baze bistveno spremenila. (SSKJ, 2005).
perturbacija	Pretres, motnja. (SSKJ, 2005).
stehiometrija	Nauk o težnem razmerju v kemičnih spojinah. (Bunc, 1988).

1 UVOD

V svetu število prebivalcev stalno narašča, z njim pa se večja tudi poraba pitne vode in posledično obremenitev komunalnih čistilnih naprav. Zaradi vedno strožjih predpisov o emisijah snovi pri odvajanju odpadnih voda (Uradni list Republike Slovenije, 2007) in prostorskih omejitev, ki onemogočajo širitev obstoječih naprav, iščemo tehnološko optimalne, finančno sprejemljive in prostorsko manj zahtevne rešitve, s katerimi dosegamo zelene učinke čiščenja.

Postopke biološkega čiščenja odpadnih voda v splošnem delimo na postopke z razpršeno biomaso (aktivnim blatom) in postopke s pritrjeno biomaso (biofilmom). Pri klasičnih postopkih čiščenja z aktivnim blatom je koncentracija (in s tem aktivnost) biomase v reaktorju omejena zaradi omejitev pri delovanju usedalnikov. Bolj učinkoviti so postopki z biofilmom, ki omogočajo zadrževanje visokih koncentracij aktivne biomase v reaktorju in so hkrati tudi bolj stabilni, še posebno pri nizkih temperaturah, ob prisotnosti inhibitornih snovi ter pri večjih in nihajočih obremenitvah (Levstek in sod., 2003). Znotraj biofilma se formirajo različne plasti glede na prisotnost kisika – aerobna, anoksična in anaerobna. Na ta način lahko v enem samem reaktorju potekajo vsi osnovni biološki procesi, in sicer tako oksidacija organskih snovi kot tudi nitrifikacija in denitrifikacija.

V zadnjem času prihajajo v ospredje alternativni postopki čiščenja z biomaso, pritrjeno na posebno oblikovanih nosilcih, ki se prosto gibljejo po prostornini reaktorja. Na tržišču je dostopnih več vrst nosilcev, ki se med seboj razlikujejo po velikosti, obliki in strukturi. Tovrstne nosilce lahko brez večjih rekonstrukcijskih posegov uspešno vključujemo v obstoječe sisteme čistilnih naprav z namenom izboljšanja učinkovitosti čiščenja. Na principu omenjene tehnologije delujeta dva tipa bioloških reaktorjev – IFAS (Integrated Fixed Film Activated Sludge) in MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor). IFAS reaktor vsebuje poleg pritrjene tudi suspendirano biomaso, ki prosto potuje skozi sistem. Njeno koncentracijo v samem reaktorju uravnavamo z vračanjem usedlega biološkega blata iz naknadnega usedalnika. V nasprotju z IFAS tehnologijo pa MBBR reaktor vsebuje samo pritrjeno biomaso, ki se iz sistema ne izplavlja, zato pretok povratnega blata v tem primeru ni potreben.

V diplomski nalogi bom na podlagi konkretnih podatkov, pridobljenih s strani mag. Mete Levstek, simulirala delovanje MBBR reaktorja. Omenjen reaktor je med oktobrom 2005 in majem 2006 obratoval v laboratoriju Centralne čistilne naprave (CČN) Domžale-Kamnik. Napolnjen je bil s K1 nosilci biomase norveškega proizvajalca AnoxKaldnes. V reaktorju so bili vzpostavljeni avtotrofni pogoji, ugodni za potek nitrifikacije. Namen diplomske naloge je s pomočjo simulacijskega orodja WEST (World wide Engine for Simulation, Training and Automation) postaviti model delovanja MBBR reaktorja, ki bo lahko kasneje uporabljen za optimizacijo njegovega delovanja. Rezultati izdelanega modela bodo primerjani z rezultati modela mag. Mete Levstek, ki je za modeliranje identičnega sistema uporabila program GPS-X (The General Purpose Simulator). Tako bosta končna rezultata naloge (1) model pilotne čistilne naprave v programskem okolju WEST in (2) ocena uporabnosti ter delovanja obeh široko uporabljenih simulacijskih orodij, ki bo določena na podlagi primerjave dobljenih rezultatov (simulacij).

Naloga ima sledečo strukturo:

V prvem delu naloge so predstavljeni osnovni biološki procesi čiščenja odpadnih voda, različne tehnologije čiščenja s poudarkom na postopkih s pritrjeno biomaso, matematično modeliranje MBBR reaktorja in obe obravnavani simulacijski orodji – WEST in GPS-X.

Drugi del naloge je namenjen predstavitvi laboratorijske pilotne naprave in meritev, ki so bile na njej opravljene, obravnava pa tudi postavitev matematičnega modela omenjene pilotne naprave v programskem okolju WEST in izvedbo treh različnih simulacij, ki so bile nato primerjane z rezultati modela, izdelanega z orodjem GPS-X.

2 BIOLOŠKO ČIŠČENJE ODPADNIH VODA

Biološko čiščenje sestavljajo procesi, s katerimi se iz odpadne vode izločajo nezaželene snovi, kot so organsko onesnaženje, dušik in fosfor. Procesi potekajo s pomočjo širokega spektra mikroorganizmov, ki s svojim metabolizmom iz odpadne vode odstranjujejo različne komponente onesnaženja oz. le-to pretvarjajo v lastno biomaso. Različne vrste mikroorganizmov lahko asimilirajo različne vrste onesnaženja, pri čemer pa morajo biti izpolnjeni vsi pogoji za njihovo neovirano delovanje.

2.1 Pretvorba snovi v biološki čistilni napravi

Tako kot v naravi tudi v biološki čistilni napravi snovi neprestano krožijo iz ene oblike v drugo. Pretvorba snovi se vrši preko treh osnovnih procesov: biološke rasti, hidrolize in odmiranja (razpada) mikroorganizmov.

Biološka rast

Mikroorganizmi iz odpadne vode črpajo majhne in enostavne molekule hranilnih snovi, kot so npr. očetna kislina, etanol, metanol, propionska kislina, amonij ali nitrit. Te hranilne snovi predelajo v produkte, katerih del predstavlja lastno celično substanco organizma, ostalo pa so odpadni produkti.

Hidroliza

V procesu hidrolize se večje molekule pretvorijo v manjše, neposredno razgradljive molekule. Hidroliza običajno poteka počasneje od biološke rasti, zato predstavlja med procesi biološkega čiščenja odpadne vode omejujoč dejavnik.

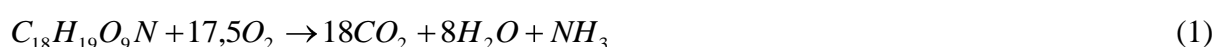
Razpad

Ko mikroorganizmi odmrejo, se v sistem sprošča počasi razgradljiv material, ki kasneje hidrolizira in posledično povzroča novo rast mikroorganizmov ter porabo kisika oz. nitrata.

2.2 Osnovni procesi biološkega čiščenja

2.2.1 Aerobno odstranjevanje (oksidacija) organskih spojin

Proces aerobnega odstranjevanja organskih spojin poteka v oksidnih pogojih, pri čemer je oksidant oz. glavni akceptor vodikovih elektronov kisik. Glede na to, da ima organska snov v komunalni odpadni vodi približno kemijsko sestavo $C_{18}H_{19}O_9N$, lahko potek procesa zapišemo z naslednjo enačbo (Henze in sod., 2002):



Organsko onesnaženje lahko izrazimo s porabo kisika. Pri oksidaciji odpadne vode s kemijsko sestavo $C_{18}H_{19}O_9N$ le-ta znaša $1,42 \text{ g } O_2 / \text{g}$ organskega onesnaženja:

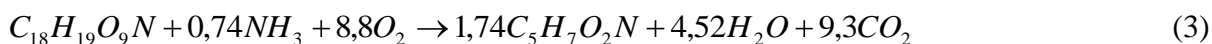
$$\frac{m \cdot \bar{p}_2}{m \cdot \bar{C}_{18}H_{19}O_9N} = \frac{n \cdot \bar{p}_2 \cdot M \cdot \bar{p}_2}{n \cdot \bar{C}_{18}H_{19}O_9N \cdot M \cdot \bar{C}_{18}H_{19}O_9N} = \frac{17,5 \text{ mol} \cdot 32 \text{ g/mol}}{1 \text{ mol} \cdot 393 \text{ g/mol}} = 1,42 \frac{\text{g } O_2}{\text{g org. ones.}}$$

Poraba kisika je bodisi kemijska (KPK) ali biokemijska (BPK). KPK nam pove kolikšna je poraba kisika, potrebna za popolno kemijsko oksidacijo organskega onesnaženja, BPK pa je mera za biološko razgradljivo onesnaženje. BPK zapisujemo v obliki BPK_x , kjer x pomeni število dni po začetku poskusa. Tako je npr. BPK_{20} mera za celotno biološko razgradljivo onesnaženje, BPK_5 pa mera za hitro (lahko) razgradljivo onesnaženje. Približna razmerja med posameznimi količinami za običajno komunalno odpadno vodo so (Imhoff, 1993):

$$\frac{BPK_5}{BPK_{20}} = 0,685 \quad \text{in} \quad \frac{BPK_{20}}{KPK} = 0,9 \quad (2)$$

Aerobno oksidacijo vršijo heterotrofni mikroorganizmi, pri čemer za svojo rast potrebujejo organski ogljik, ki ga nato vgrajujejo v lastno biomaso. Prirast organske biološke mase oz. biološkega blata (BB) je torej enak porabljenemu organskemu ogljiku. Izražamo ga s koeficientom Y (angl. Yield). Če predpostavimo sestavo biološkega blata $C_5H_7O_2N$, lahko

zapišemo naslednjo enačbo za prirast biomase v odvisnosti od sestave odpadne vode (Henze in sod., 2002):



Koeficient prirasta organske biološke mase je v tem primeru enak:

$$Y_H = \frac{n \left[C_5H_7O_2N \right] \cdot M \left[C_5H_7O_2N \right]}{n \left[C_{18}H_{19}O_9N \right] \cdot M \left[C_{18}H_{19}O_9N \right]} = \frac{1,74 \text{ mol} \cdot 113 \text{ g/mol}}{1 \text{ mol} \cdot 393 \text{ g/mol}} = 0,5 \frac{\text{g BB}}{\text{g org. ones.}}$$

Prirast blata lahko izrazimo v različnih enotah, odvisno od tega, kako je izraženo organsko onesnaženje. Iz enačbe 1 vidimo, da je za popolno oksidacijo enega mola organskega onesnaženja potrebnih 17,5 molov kisika. Organsko onesnaženje, izraženo kot $C_{18}H_{19}O_9N$, lahko v KPK pretvorimo tako, da njegovo maso pomnožimo s pretvorbenim faktorjem, ki ima enako vrednost kot poraba kisika (1,42). S tem faktorjem in faktorji iz enačbe 2 dobimo za Y naslednje vrednosti:

$$Y = \frac{0,5 \text{ g BB/g org. ones.}}{1,42 \text{ g KPK/g org. ones.}} = 0,35 \frac{\text{g BB}}{\text{g KPK}} \quad \text{oz.}$$

$$Y = \frac{0,35 \text{ g BB/g org. ones.}}{0,62 \text{ g BPK}_5/\text{g org. ones.}} = 0,56 \frac{\text{g BB}}{\text{g BPK}_5}$$

Ker je pretvorbeni faktor v KPK enak tako za biomaso kot tudi za organsko onesnaženje (1,42), lahko zapišemo:

$$Y = 0,35 \frac{\text{g BB}}{\text{g KPK(org. ones.)}} \cdot 1,42 \frac{\text{g KPK(BB)}}{\text{g BB}} = 0,5 \frac{\text{g KPK(BB)}}{\text{g KPK(org. ones.)}}$$

Vzporedno z eksogeno respiracijo, pri kateri mikroorganizmi rastejo, poteka tudi endogena respiracija, kjer organska biološka masa razpada. Proces lahko ponazorimo z naslednjo enačbo:



2.2.2 Biološko odstranjevanje dušika

Dušik se v odpadni vodi lahko nahaja v anorganski obliki kot amonij (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) ali nitrit (NO_2^-), lahko pa je organsko vezan. Količina nitratnega in nitritnega dušika je običajno zelo nizka, razen v primerih, ko gre za posebne industrijske izpuste.

Biološko odstranjevanje dušika iz odpadne vode poteka v dveh stopnjah. Pri prvi (nitrifikaciji) se amonijski dušik pretvarja v nitrat, pri drugi (denitrifikaciji) pa se nitrat reducira do plinastega dušika kot končnega produkta. V nadaljevanju sta oba omenjena procesa natančneje opisana.

Nitrifikacija

Nitrifikacija je dvostopenjski biokemični proces oksidacije amonija do nitrata. Prva stopnja (nitriticija) predstavlja pretvorbo amonijskega dušika v nitrit ob pomoči bakterij *Nitrosomonas*, druga stopnja (nitratacija) pa pretvorbo nitrita v nitrat – tu sodelujejo bakterije *Nitrobacter* ter nekatere druge, manj znane vrste mikroorganizmov. Proces oksidacije amonija lahko ponazorimo z naslednjimi enačbami:

Pretvorba amonija v nitrit:



Pretvorba nitrita v nitrat:

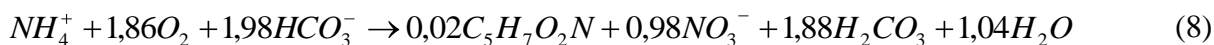


Skupna reakcija:



Bakterije *Nitrosomonas* in *Nitrobacter* so avtotrofni organizmi, ki črpajo energijo za svoje delovanje iz oksidacije anorganskih dušikovih spojin, za sintezo biomase pa namesto organskega ogljika uporabljajo ogljikov dioksid. Če izberemo biomaso s kemijsko sestavo

$C_5H_7O_2N$, dobimo naslednjo enačbo za sintezo organske mase avtotrofnih organizmov (Henze, 2002):



Iz zgornje enačbe je razvidno, da je za oksidacijo 1 mola amonija potrebna relativno velika količina kisika, pri čemer nastane malo nove biomase. Iz tega lahko sklepamo, da so avtotrofne bakterije v primerjavi s heterotrofnimi bistveno manj produktivne. Koeficient prirasta organske mase Y_A je enak:

$$Y_A = \frac{n \cdot M_{C_5H_7O_2N}}{n \cdot M_{NH_4-N}} = \frac{0,02 \text{ mol} \cdot 113 \text{ g/mol}}{1 \text{ mol} \cdot 14 \text{ g/mol}} = 0,16 \frac{\text{g BB}}{\text{g NH}_4-N}$$

ali izraženo s KPK:

$$Y_A = 0,16 \frac{\text{g BB}}{\text{g NH}_4N} \cdot 1,42 \frac{\text{g KPK}}{\text{g BB}} = 0,23 \frac{\text{g KPK}}{\text{g NH}_4-N}$$

Porabo kisika za oksidacijo 1 mola amonija lahko izračunamo po sledeči enačbi:

$$\frac{m \cdot P_2}{n \cdot M_{NH_4-N}} = \frac{n \cdot P_2 \cdot M_{P_2}}{n \cdot M_{NH_4-N}} = \frac{1,86 \text{ mol} \cdot 32 \text{ g/mol}}{1 \text{ mol} \cdot 14 \text{ g/mol}} = 4,25 \frac{\text{g O}_2}{\text{g NH}_4-N}$$

Podobno lahko določimo porabo kisika za produkcijo 1 g nitrata:

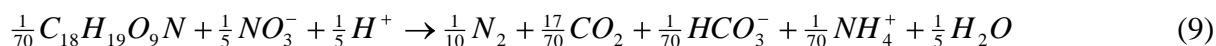
$$\frac{m \cdot P_2}{n \cdot M_{NO_3-N}} = \frac{n \cdot P_2 \cdot M_{P_2}}{n \cdot M_{NO_3-N}} = \frac{1,86 \text{ mol} \cdot 32 \text{ g/mol}}{0,98 \text{ mol} \cdot 14 \text{ g/mol}} = 4,34 \frac{\text{g O}_2}{\text{g NO}_3-N}$$

Proces nitrifikacije je poleg koncentracije substrata odvisen tudi od temperature, koncentracije raztopljenega kisika, prisotnosti toksičnih snovi ter pH vrednosti.

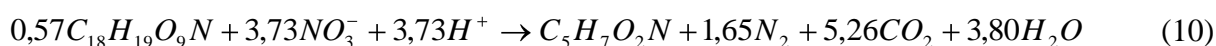
Denitrifikacija

Denitrifikacija je proces, pri katerem mikroorganizmi pretvarjajo nitrat v atmosferski dušik. Redukcije nitrata so sposobni številni heterotrofni mikroorganizmi (denitrifikatorji). Njihova razširjenost v naravnem okolju je posledica dejstva, da so fakultativni anaerobi, kar pomeni, da lahko ob odsotnosti kisika kot akceptor vodikovih elektronov uporabijo nitrat.

Pri procesu anaerobne oksidacije zahteva redukcija akceptorja elektronov (nitrata) prisotnost donorja elektronov. Ta je lahko organski substrat, raztopljen v odpadni vodi, ali pa dodani substrat (npr. metanol ali acetat). Proces anaerobne oksidacije lahko ponazorimo z naslednjo enačbo (Henze, 2002):



Iz enačbe 10 je razvidno, da denitrifikatorji kot heterotrofni organizmi za sintezo lastne biomase potrebujejo organski ogljik (Henze, 2002):



V anoksičnih pogojih je koeficient prirasta organske mase Y_{dn} enak:

$$Y_{dn} = \frac{n \cdot \overline{C_5H_7O_2N} \cdot M}{n \cdot \overline{C_{18}H_{19}O_9N} \cdot M} = \frac{1 \text{ mol} \cdot 113 \text{ g/mol}}{0,57 \text{ mol} \cdot 393 \text{ g/mol}} = 0,5 \frac{\text{g BB}}{\text{g org. ones.}}$$

Koeficient prirasta BB na enoto porabljenega nitrata Y_d izračunamo po enačbi:

$$Y_d = \frac{n \cdot \overline{C_5H_7O_2N} \cdot M}{n \cdot \overline{NO_3 - N} \cdot M} = \frac{1 \text{ mol} \cdot 113 \text{ g/mol}}{3,73 \text{ mol} \cdot 14 \text{ g/mol}} = 2,16 \frac{\text{g BB}}{\text{g } NO_3 - N}$$

Za zagotovitev poteka denitrifikacije torej potrebujemo:

- Anoksične pogoje,
- nitrat in

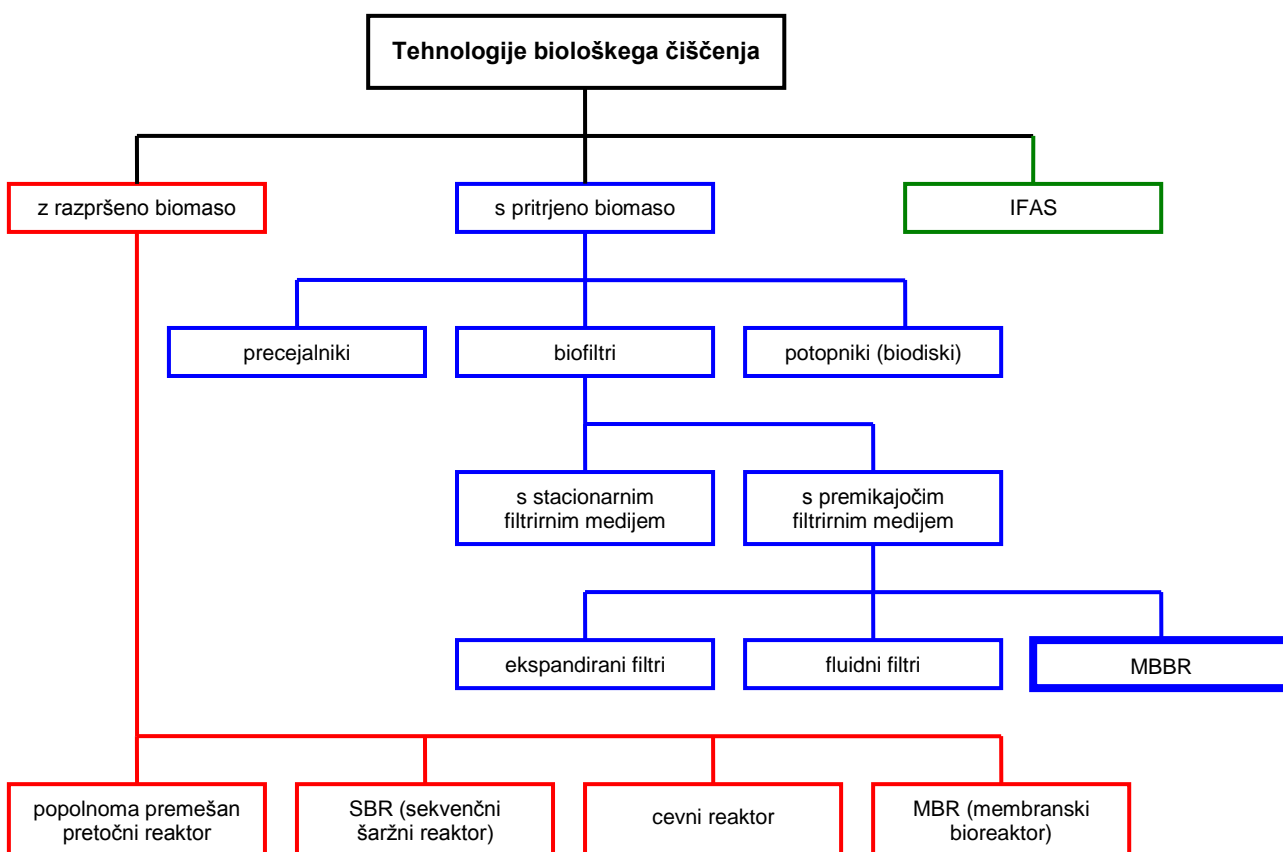
- vir organskega ogljika.

Proces denitrifikacije je v primerjavi z nitrifikacijo mnogo manj občutljiv na spremembe temperature, pH vrednosti in vsebnosti toksičnih snovi v odpadni vodi.

2.3 Tehnologije biološkega čiščenja

Biološke postopke (tehnologije) čiščenja odpadnih voda delimo na (slika 1):

- Postopke z razpršeno biomaso,
- postopke s pritrjeno biomaso in
- hibridne oz. IFAS postopke.



Slika 1: Tehnologije biološkega čiščenja

2.3.1 Postopki z razpršeno biomaso

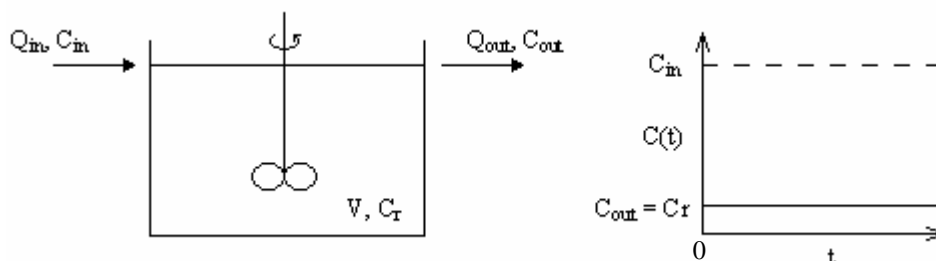
Klasično biološko čiščenje običajno vključuje postopke z razpršeno biomaso, s pomočjo katere se iz odpadne vode odstranjujejo organski ogljik in nutrienti. Glavna elementa tovrstne čistilne naprave sta biološki reaktor (t.i. aeracijski bazen) ter naknadni oz. sekundarni usedalnik. Po mehanski stopnji čiščenja, ko so iz surove odpadne vode odstranjene usedljive organske in anorganske primesi, voda doteka v biološki reaktor. V njem različni mikroorganizmi razgrajujejo preostalo (neusedljivo) onesnaženje in ga uporabljajo za svojo rast. Nastalo mešanico vode in mikroorganizmov, ki jo imenujemo tudi aktivno blato, vodimo v sekundarni usedalnik, kjer se pričnejo kosmi biološkega blata usedati, preostala vodna masa pa odteka naprej v odvodnik. Del usedlega biološkega blata lahko vračamo nazaj v reaktor (povratno blato) in s tem vzdržujemo zadostno koncentracijo biološkega blata za učinkovit potek čiščenja, preostanek (odvišno blato) pa odvajamo.

Poznamo štiri tipe bioloških reaktorjev z razpršeno biomaso:

- Popolnoma premešan pretočni reaktor,
- SBR oz. sekvenčni šaržni reaktor,
- cevni reaktor in
- MBR oz. membranski bioreaktor.

Popolnoma premešan pretočni reaktor

Stalni pretok in popolna premešanost reaktorja omogočata enakomerno razporeditev reaktantov po celotni prostornini reaktorja. Reakcija tako poteka povsod pod enakimi pogoji, iztočna koncentracija pa je enaka koncentraciji v kateri koli točki reaktorja (glej sliko 2).

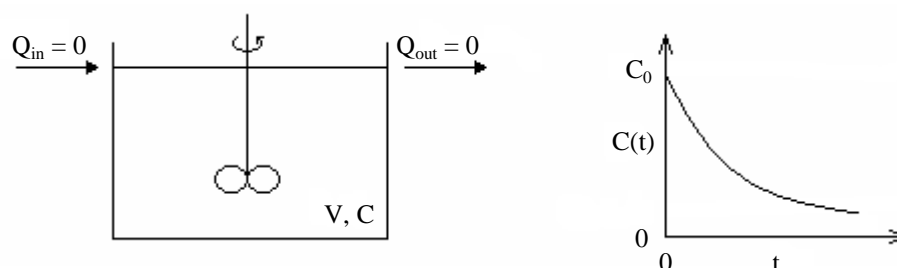


Slika 2: Popolnoma premešan pretočni reaktor

Če popolnoma premešan pretočni reaktor razdelimo na n -enakih delov, dobimo **kaskadni reaktor**. Zanj je značilno, da je iztočna koncentracija poljubnega reaktorja enaka obremenitvi reaktorja, ki mu sledi. Prednost sistema je v povečani učinkovitosti na račun dejstva, da se vtočna koncentracija z naraščanjem števila kaskad zmanjšuje. Če želimo doseči določeno iztočno koncentracijo, sta v primerjavi s popolnoma premešanim pretočnim reaktorjem pri kaskadnem potrebna manjši volumen ter krajši zadrževalni čas.

Šaržni reaktor

Preprost cikel pri šaržnem reaktorju poteka tako, da se bazen najprej hitro napolni z odpadno vodo, potem reaktanti zreagirajo med seboj, na koncu pa očiščena voda s produkti odteče iz reaktorja. Med samim potekom reakcije torej ni ne dotoka ne iztoka iz sistema. Ker je šaržni reaktor popolnoma premešan, so koncentracije reaktantov in produktov po celotnem reaktorju enotne in se spreminjajo le s časom (slika 3).



Slika 3: Šaržni reaktor

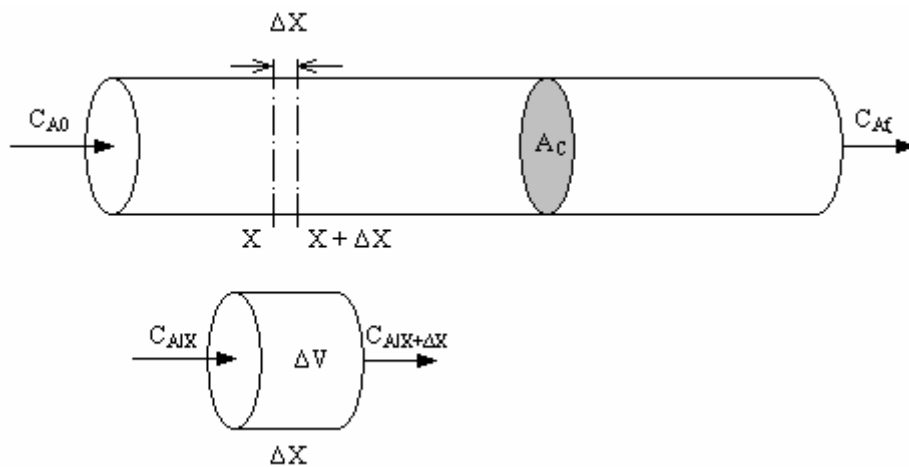
V primerjavi s popolnoma premešanim pretočnim reaktorjem je pri šaržnem reaktorju iztočna koncentracija nižja, ker ni stalnega dotoka novih reaktantov v sistem.

Cevni reaktor

Cevni reaktor (slika 4) združuje dobre lastnosti obeh predhodno opisanih reaktorjev – stalni pretok popolnoma premešanega pretočnega reaktorja ter učinkovitost šaržnega reaktorja. Predstavljamo si ga lahko kot niz manjših, zaporedno povezanih šaržnih reaktorjev. Pri cevnem reaktorju je poudarjena vzdolžna dimenzija. Ker reakcija poteka vzdolž celotnega reaktorja in se posledično koncentracije reaktantov in produktov v smeri toka vode skozi

reaktor spreminjajo, v vzdolžni smeri ni mogoče doseči homogeniziranih pogojev. Popolna premešanost je torej možna le v prečnem prerezu, pravokotno na smer toka.

Delci vode tečejo enakomerno vzdolž reaktorja. Za vsak prečni prerez z infinitezimalnim volumnom ΔV velja, da je popolnoma premešan, in da se tekočina med sosednjimi prerezi ne meša (ni vzdolžne disperzije). Iz tega sledi, da je zadrževalni čas vseh tekočinskih elementov, ki vstopajo v cevni reaktor, enak.



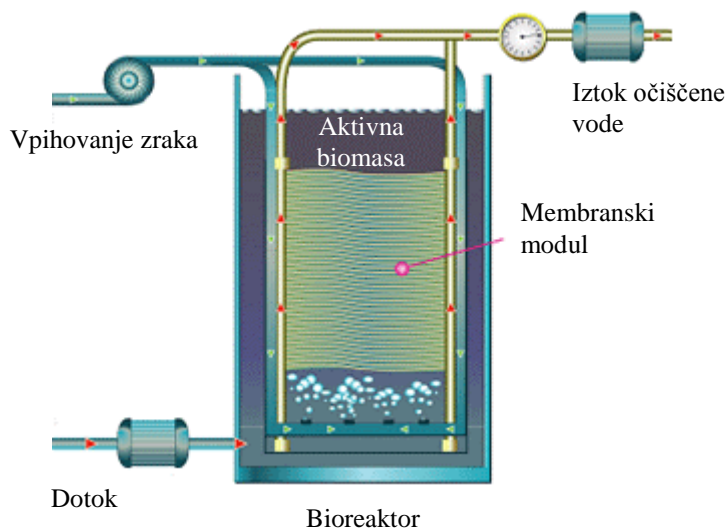
Slika 4: Cevni reaktor

Zaključeni cevni reaktor je kombinacija cevne in popolnoma premešanega reaktorja. Njegova izvedba omogoča sočasno nitrifikacijo in denitrifikacijo. V reakcijskem bazenu odpadna voda kroži v obliki zanke. Z izmenjavo nitrifikacije in denitrifikacije se ena za drugo vzpostavita aerobna in anoksična cona.

MBR reaktor

Posebnost novejšje MBR tehnologije je v tem, da v enem samem reaktorju združuje procese aeracije, sekundarnega usedanja in filtracije. Polprepustne membrane, nameščene v reaktorju z aktivnim blatom, zadržujejo delce biomase in večje makromolekule ter tako nadomeščajo naknadni usedalnik (slika 5). Prednosti MBR reaktorjev so predvsem večja količina odstranjenega organskega materiala in manjša proizvodnja blata. Tovrstni sistemi dopuščajo manjšo površino reaktorja pri višjih vstopnih koncentracijah snovi. Največje težave pri uporabi MBR reaktorjev pa povzročajo problemi, povezani s pojavom mašenja membran

(upad toka, omejeno ozračevanje in pogosto čiščenje, ki je potrebno za zagotavljanje nemotene delovanja reaktorja).



Slika 5: MBR reaktor (Nordcap, 2004)

2.3.2 Postopki s pritrjeno biomaso

Pri postopkih s pritrjeno biomaso se odpadna voda preceja skozi filtrirni medij. Ta je v osnovi zgrajen iz polnilnega materiala (nosilca), na površino katerega se prilepljajo bakterije in ostali mikroorganizmi, ki nato skupaj tvorijo plast biofilma. Polnilni material sestavljajo kamnita, lesena ali plastična zrna z majhno težo ter razmeroma veliko specifično površino. Volumen por med posameznimi delci mora biti dovolj velik, da je omogočen ustrezen kontakt biofilma z odpadno vodo in je zagotovljen zadosten dovod kisika za potek razgradnje organskih snovi. Da ne bi prišlo do mašenja sistema, mora biti rast biofilma kontrolirana.

K postopkom s pritrjeno biomaso prištevamo:

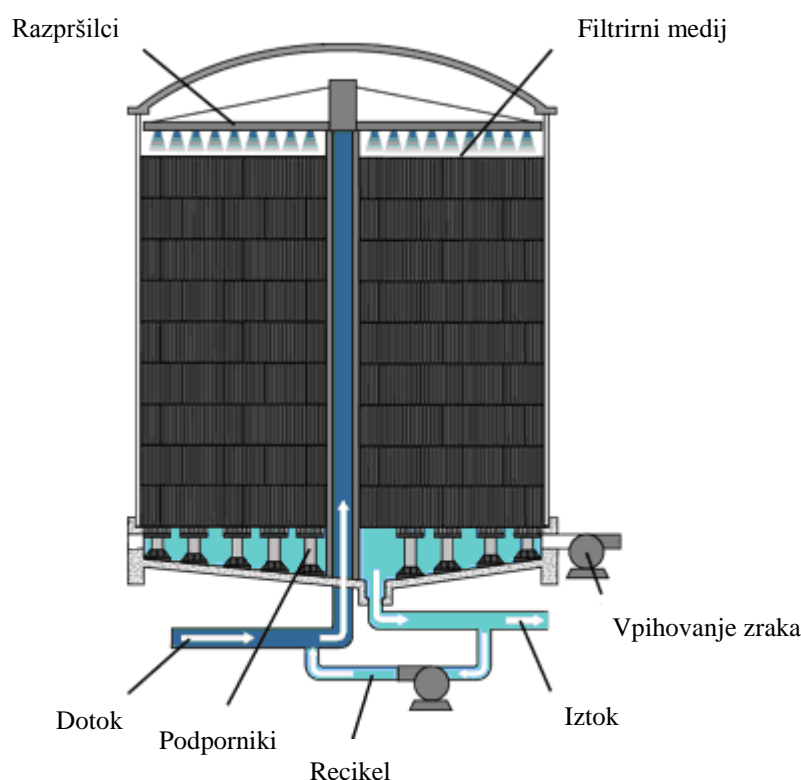
- Precejalnike,
- biofiltre in
- potopnike (oz. biodiske).

Precejalniki

Opadno vodo razporedimo po površini precejalnika s pomočjo vrtečih razpršilcev (slika 6).

Na ta način dosežemo ustrezno prezračenost vode, ki se nato preceja skozi filtrirni medij vse do dna, od koder očiščeno odvajamo iz reaktorja. Filtrirni medij precejalnikov je običajno zgrajen iz kamnov premera 5 do 20 cm.

Pri precejalnikih z manjšim pretokom odpadne vode se lahko biofilm razraste do te mere, da pride do zamašitve sistema. Ker je oskrba s kisikom v tem primeru onemogočena, začne biomasa lokalno razpadati, vse dokler se ponovno ne vzpostavi prehod, potreben za prenos kisika. Pri degradaciji biomase sodelujejo tudi nekatere višje živali (npr. črvi in ličinke), ki lahko ovirajo nemoteno delovanje precejalnika.



Slika 6: Precejalnik (Brentwood industries, 2005)

Biofiltri

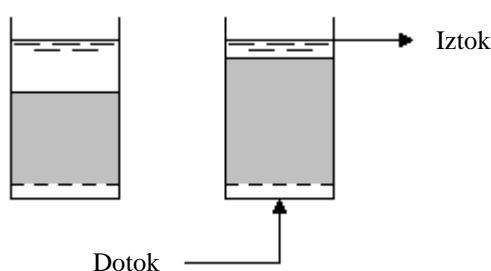
Pri biofiltrih je filtrirni medij popolnoma potopljen v odpadno vodo in je lahko bodisi stacionaren ali premikajoč. Probleme v zvezi z mašitvijo biofiltrov s stacionarnim medijem rešujemo z izbiro takšnega filtrirnega medija, ki ima dovolj vmesnega prostora med zrni. Zagotovljene morajo biti tudi ustrezne hidravlične razmere, ki preprečujejo prekomerno

razrast biofilma. S takšnim filtrirnim medijem ne moremo doseči velike specifične površine, zato tovrstne naprave zavzemajo več prostora. Lahko pa se odločimo tudi za spiranje filtra, ki poteka v nasprotni smeri pretoka odpadne vode.

Biofiltri s premikajočim filtrirnim medijem so se razvili v 70-ih letih 20. stoletja. Poznamo tri različne izvedbe omenjenih biofiltrov:

Ekspandirani filtri

Rahel filtrirni medij (običajno pesek), skozi katerega teče odpadna voda v smeri od spodaj navzgor, je stacionaren vse dokler se medij zaradi gradienta tlaka ne prične dvigovati. Kontakt med posameznimi peščenimi delci se prekine in začnejo se premikati. V ekspandiranem filtru se delci neprestano drgnejo drug ob drugega in na ta način ohranjajo tanko plast biofilma. Debelina ekspandiranega sloja je za 30 do 40 % večja od debeline filtrirnega medija v fazi mirovanja sistema (slika 7).



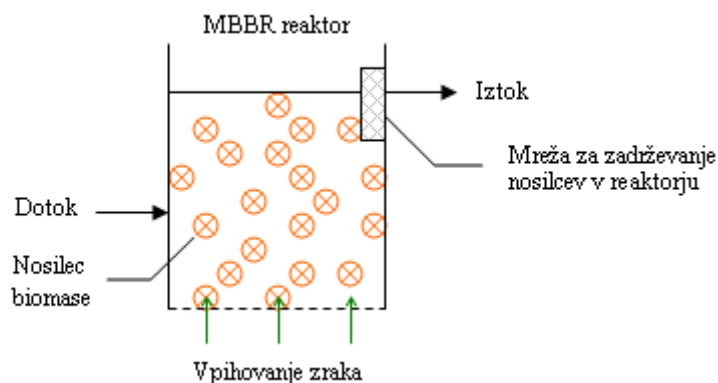
Slika 7: Ekspandiran filter v fazi mirovanja in fazi obratovanja

Fluidni filtri

Če se pretok vode skozi filter poveča nad določeno točko, se filtrirni medij utekočini oz. fluidizira. V filtru se vzpostavi ravnotežje med tokom odpadne vode in hitrostjo usedanja delcev. Ti se ločijo med seboj in začnejo krožiti v turbulentnem toku. Fluidizacija filtrirnega medija omogoča dober kontakt med vodo in biofilmom, ne pospešuje pa avtomatične kontrole debeline biofilma. To je potrebno opraviti ločeno z odvzemom mešanice vode in filtrirnega medija, prekritega z biomaso. Debelina ekspandiranega sloja je za cca. 100 % večja kot v fazi mirovanja sistema.

MBBR tehnologija

MBBR tehnologija temelji na inertnih nosilcih biomase, ki jih dodamo v klasičen aeracijski bazen. Nanje se pritrjujejo različne bakterije in mikroorganizmi, ki skupaj tvorijo plast biofilma. Poznamo več vrst večinoma plastičnih nosilcev, ki se med seboj razlikujejo po velikosti, obliki, strukturi in specifični površini, namenjeni pritrjevanju biomase. Mikroorganizmi se pritrjujejo predvsem na notranje površine nosilcev, ki jim nudijo zaščito pred luščenjem (pojav sproži drgnjenje med nosilci) in predacijo s strani višjih organizmov. Odvečna biomasa se lušči z nosilcev in izloča v obdajajočo tekočino, od koder jo vodimo iz reaktorja v nadaljnje postopke čiščenja brez potrebnega vračanja povratnega blata, kot ga poznamo pri klasičnih postopkih z razpršeno biomaso. V MBBR reaktor moramo dovajati zadostno količino kisika, da lahko z njim oskrbimo pritrjene mikroorganizme in hkrati omogočimo enakomerno razporeditev nosilcev biomase po celotni prostornini reaktorja (slika 8). Na iztoku očiščene vode iz sistema je nameščena posebna mreža oz. rešetka, ki preprečuje izplavljanje nosilcev s pritrjeno biomaso. Na ta način lahko dosežemo visoko koncentracijo biomase in daljši zadrževalni čas mikroorganizmov v samem reaktorju ter posledično večjo starost blata.

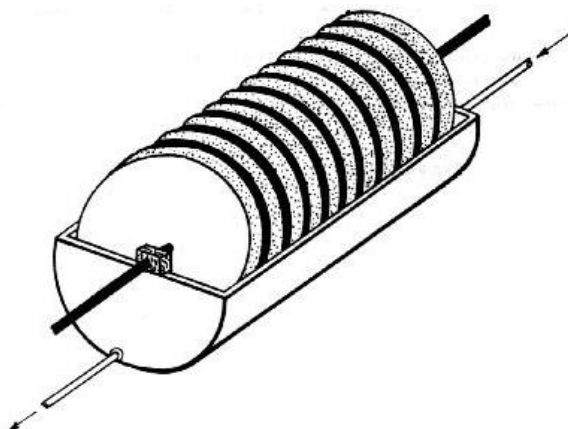


Slika 8: Shema MBBR reaktorja

Potopniki (biodiski)

Potopniki oz. biodiski (slika 9) so izvedeni tako, da se rotirajoča podlaga izmenično potaplja v odpadno vodo in izpostavlja zraku. Biodiski imajo veliko specifično površino, na katero se pritrjujejo mikroorganizmi. Ob nizki porabi energije omogoča rotacija diskov potrebno ozračenje in zadovoljiv kontakt med vodo in biofilmom. Debelina biofilma je kontrolirana s

turbulenco, ki se uravnava s hitrostjo rotacije diskov. Potopniki se uporabljajo predvsem v sklopu malih čistilnih naprav.



Slika 9: Potopnik (Wheaton, 1991)

2.3.3 Hibridni oz. IFAS postopki

Hibridna tehnologija združuje učinkovitost sistemov z aktivnim blatom in stabilnost sistemov s pritrjeno biomaso. IFAS reaktor je v osnovi enak klasičnemu reaktorju z razpršeno biomaso, le da mu je dodan medij, na katerega se pritrjujejo mikroorganizmi. Ta medij je lahko bodisi fiksni (razne mreže, vrvi in zavese iz umetnih materialov) ali razpršen (v obliki prosto plavajočih, večinoma plastičnih nosilcev). Dodatna pritrjena biomasa omogoča večje zmogljivosti obstoječih čistilnih naprav z aktivnim blatom, pri čemer rekonstrukcijski posegi praktično niso potrebni.

IFAS tehnologija z razpršenim medijem je precej podobna MBBR tehnologiji. Razlika med obema je v reciklu povratnega blata. IFAS reaktor vsebuje tako pritrjeno kot tudi razpršeno biomaso. Koncentracijo slednje uravnavamo s pretokom povratnega blata iz naknadnega usedalnika. Pri MBBR tehnologiji pa v procesih čiščenja sodeluje le biomasa, pritrjena na plavajočih nosilcih, zato recikel blata v tem primeru ni potreben.

V diplomski nalogi se bom osredotočila na modeliranje in simulacijo delovanja MBBR reaktorja.

3 MODELIRANJE MBBR REAKTORJA

Uporaba matematičnih modelov se je v zadnjem času močno razširila tudi na področju čistilnih naprav. S pomočjo modeliranja lahko bistveno poenostavimo dimenzioniranje reaktorjev, simuliramo različne biološke procese, napovedujemo bodoče zmogljivosti naprav ter njihovo delovanje pod različnimi obratovalnimi pogoji.

Modeli, ki jih pri svojem delu uporabljajo inženirji, so večinoma konceptualni, kar pomeni, da so kompleksni biološki procesi, ki opisujejo dogajanje v obravnavanem sistemu, poenostavljeni. V uporabi pa so tudi empirični modeli, ki temeljijo na opazovanju fizičnega modela čistilne naprave, sledenju meritev in statistični obdelavi zbranih podatkov. Za procese čiščenja odpadnih voda je značilno, da so poskusi na fizičnem modelu (t.i. pilotni napravi) pogosto zamudni. Pri tem mnogih pomembnih procesnih spremenljivk ni mogoče meriti ali pa so meritve vezane na dolgotrajne laboratorijske analize, sprememba obratovalnih pogojev pa lahko povzroči tudi resne in težko popravljive napake v samem sistemu. Zato, kot dopolnitev k izvajanju pilotnih poskusov, pogosto uporabljamo konceptualne (matematične) modele. Najprej s pomočjo meritev na laboratorijski napravi definiramo procese in postavimo model, ki ga nato uporabimo za simulacijo delovanja čistilne naprave. Pri tem upoštevamo različne obratovalne pogoje. Obetavne rešitve lahko kasneje preizkusimo tudi na fizičnem modelu.

Z modelom MBBR reaktorja moramo poleg procesov biološkega čiščenja odpadnih voda opisati tudi prenos snovi med obdajajočo tekočino in biofilmom.

Organsko onesnaženje, hranila in raztopljeni kisik prehajajo v notranjost biofilma z difuzijo. Koloidne in suspendirane organske snovi, ki zaradi svoje velikosti ne morejo direktno prehajati v notranjost biofilma, se morajo najprej v procesu hidrolize pretvoriti v manjše, neposredno razgradljive molekule.

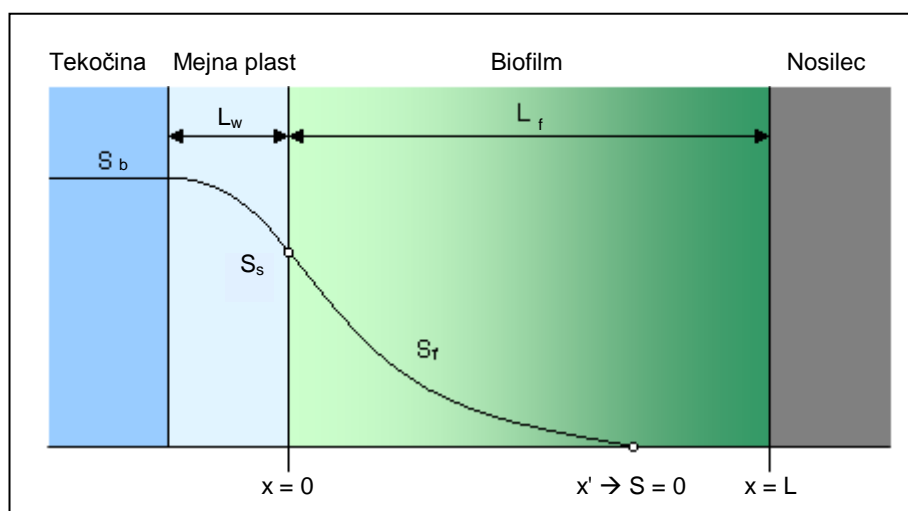
Znotraj biofilma mikroorganizmi s svojim metabolizmom pretvarjajo različne komponente onesnaženja v lastno biomaso. Nastajati začnejo novi mikroorganizmi, ki preraščajo starejše, biofilm pa postaja vse debelejši. Sčasoma kisik ne more več prehajati do spodnjih plasti, zato

se v sloju tik ob nosilcu ustvarijo anaerobni pogoji. Posledično se v različnih plasteh biofilma naselijo različne vrste mikroorganizmov (bodisi aerobi ali anaerobi). V aerobni plasti biofilma poteka biološko odstranjevanje organskih snovi in amonija (nitrifikacija). Nitrat, ki nastaja kot produkt nitrifikacije, prehaja v anaerobno plast, kjer se v procesu denitrifikacije reducira do atmosferskega dušika. Tovrstna koeksistenca obeh plasti predstavlja veliko prednost biofilma pred ostalimi sistemi.

Končni produkti mikrobioloških reakcij prehajajo v nasprotni smeri potovanja substrata proti površju biofilma, kjer se izločajo v obdajajočo maso tekočine.

3.1 Modeliranje transporta snovi iz obdajajoče tekočine v notranjost biofilma

Prenos snovi (substrata) v notranjost biofilma poteka v dveh fazah (slika 10). V prvi snovi prehajajo iz obdajajoče tekočine v zunanjo plast biofilma preko mejne plasti vode, v drugi pa se prenašajo skozi sam biofilm. Ker mikroorganizmi znotraj biofilma substrat porabljajo, je njegova koncentracija na površini biofilma (S_s) manjša kot v obdajajoči tekočini (S_b). Zato predpostavljamo, da prenos snovi med obdajajočo tekočino in površino biofilma poteka zgolj z difuzijo.



Slika 10: Prenos substrata v notranjost biofilma

Masni pretok substrata iz obdajajoče tekočine v zunanjo plast biofilma zapišemo kot (Grady in sod., 1999):

$$j_s = \frac{D_w}{L_w} \cdot (S_b - S_s) \quad (11)$$

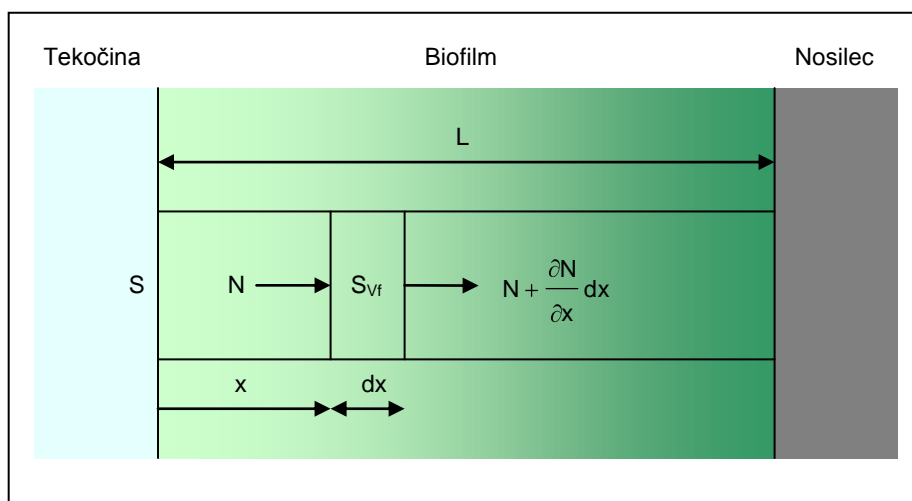
pri čemer D_w predstavlja difuzijski koeficient, L_w pa debelino mejne plasti med obdajajočo tekočino in biofilmom.

Namesto enačbe 11 lahko uporabimo izraz, ki vključuje koeficient masnega prenosa k_L (Grady in sod., 1999):

$$j_s = k_L \cdot (S_b - S_s) \quad (12)$$

Iz enačb 11 in 12 sledi, da je $k_L = \frac{D_w}{L_w}$.

Znotraj samega biofilma se poleg difuzije substrata odvijajo še biokemijski procesi pretvorbe snovi, pri katerih sodelujejo mikroorganizmi s svojim metabolizmom.



Slika 11: Idealiziran biofilm

Za nek infinitezimalno majhen odsek idealiziranega biofilma (slika 11) velja v stacionarnih pogojih naslednja bilančna enačba (Henze in sod., 2002):

$vhod = izhod + reakcija$

oz.

$$N = N + \frac{\partial N}{\partial x} \cdot dx + r_{vf} \cdot dx \quad (13)$$

pri čemer N predstavlja prenos substrata skozi določen prerez, r_{vf} pa volumetrično hitrost reakcije.

Ker poteka prenos substrata skozi obravnavani odsek biofilma izključno preko difuzije, lahko N izrazimo z uporabo difuzijskega oz. Fickovega zakona (enačba 14), ki podaja zvezo med gostoto masnega toka j in gradientom koncentracije C , pri čemer D predstavlja difuzijski koeficient. Negativni predznak izraza nam pove, da ima masni pretok smer negativnega gradienta koncentracije.

$$j = -D \cdot gradC = -D \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (14)$$

Če Fickov zakon apliciramo na obravnavani sistem, lahko N in $\frac{\partial N}{\partial x}$ izrazimo kot:

$$N = -D \cdot \frac{\partial S_{vf}}{\partial x} \quad (15)$$

$$\frac{\partial N}{\partial x} = -D \cdot \frac{\partial^2 S_{vf}}{\partial x^2} \quad (16)$$

Iz enačbe 13 sledi $\frac{\partial N}{\partial x} = -r_{vf}$. Če omenjeni izraz povežemo z enačbo 16, dobimo:

$$\frac{\partial^2 S_{vf}}{\partial x^2} = \frac{r_{vf}}{D} \quad (17)$$

Drugi odvod koncentracije po razdalji x predstavlja krivuljo razporeditve substrata znotraj biofilma (glej sliko 12). Če v biofilmu reakcija ne poteka ($r_{vf} = 0$), potem je krivulja premočrtna. V primeru nastajanja novih snovi krivulja narašča, odstranjevanje snovi (substrata) pa povzroča njen padec.

Enačbo 17 lahko relativiziramo z uvedbo dveh novih spremenljivk: $s_{vf} = \frac{S_{vf}}{S}$ in $\xi = \frac{x}{L}$.

$$\frac{\partial^2 s_{vf}}{\partial \xi^2} = \frac{r_{vf} \cdot L^2}{D \cdot S} \quad (18)$$

Če predpostavimo, da poteka znotraj biofilma reakcija ničtega reda, potem velja $r_{vf} = k_{ovf}$. Iz tega sledi:

$$\frac{\partial^2 s_{vf}}{\partial \xi^2} = \frac{k_{ovf} \cdot L^2}{D \cdot S} \quad (19)$$

Enačbo 19 dvakrat odvajamo po ξ . Kot končni rezultat dobimo izraz za izračun relativne koncentracije substrata znotraj poljubnega odseka biofilma (Henze in sod., 2002):

$$s_{vf} = \frac{k_{ovf} \cdot L^2}{2 \cdot D \cdot S} \cdot \xi^2 + K_1 \cdot \xi + K_2 \quad (20)$$

3.1.1 Polno učinkovit biofilm

Biofilm je polno učinkovit, ko substrat prehaja skozi celoten prerez biofilma, vse do nosilca biomase. Predpostavimo, da odstranjevanje snovi znotraj biofilma poteka po principu reakcije ničtega reda. V omenjenem primeru veljajo naslednji robni pogoji:

- na površini biofilma: $\xi = 0$ in $s_{vf} = 1$
- tik ob nosilcu: $\xi = 1$ in $\frac{\partial s_{vf}}{\partial \xi} = 0$

Iz enačbe 20 sledi, da je konstanta K_2 ob upoštevanju robnih pogojev na površini biofilma enaka 1. Da bi lahko izrazili konstanto K_1 , moramo enačbo 20 odvajati po ξ :

$$\frac{\partial s_{vf}}{\partial \xi} = \frac{2 \cdot k_{ovf} \cdot L^2}{2 \cdot D \cdot S} \cdot \xi + K_1 = 0$$

$$K_1 = \frac{-k_{ovf} \cdot L^2}{D \cdot S} \quad (21)$$

Če konstanti K_1 in K_2 vstavimo v enačbo 20, dobimo naslednji izraz:

$$s_{vf} = \frac{k_{ovf} \cdot L^2}{2 \cdot D \cdot S} \cdot \xi^2 - \frac{k_{ovf} \cdot L^2}{D \cdot S} \cdot \xi + 1 \quad (22)$$

Zgornjo enačbo lahko zapišemo tudi v sledeči obliki (Henze in sod., 2002):

$$s_{vf} = \frac{\xi^2}{\beta^2} - 2 \cdot \frac{\xi}{\beta^2} + 1 \quad (23)$$

Brezdimenzijski parameter β predstavlja stopnjo penetracije substrata v biofilm. Izrazimo ga kot:

$$\beta = \sqrt{\frac{2 \cdot D \cdot S}{k_{ovf} \cdot L^2}} \quad (24)$$

Harremoës (1978) podaja podoben izraz za delež aktivne biomase φ :

$$\varphi = \frac{z}{L} = \sqrt{\frac{2 \cdot D \cdot S}{r \cdot L^2}} \quad (25)$$

pri čemer z predstavlja globino penetracije substrata (oz. debelino efektivne plasti biofilma), r pa volumetrično hitrost reakcije.

Za polno učinkovit biofilm velja, da mora biti pri $\xi = 1$ koncentracija substrata $S > 0$ in posledično parameter $\beta \geq 1$.

3.1.2 Delno učinkovit biofilm

Če je brezdimenzijski parameter $\beta < 1$, potem je biofilm le delno učinkovit. V tem primeru veljajo spremenjeni robni pogoji:

- na površini biofilma: $\xi = 0$ in $s_{vf} = 1$
- na efektivni globini $\xi = \xi'$: $\frac{\partial s_{vf}}{\partial \xi} = 0$

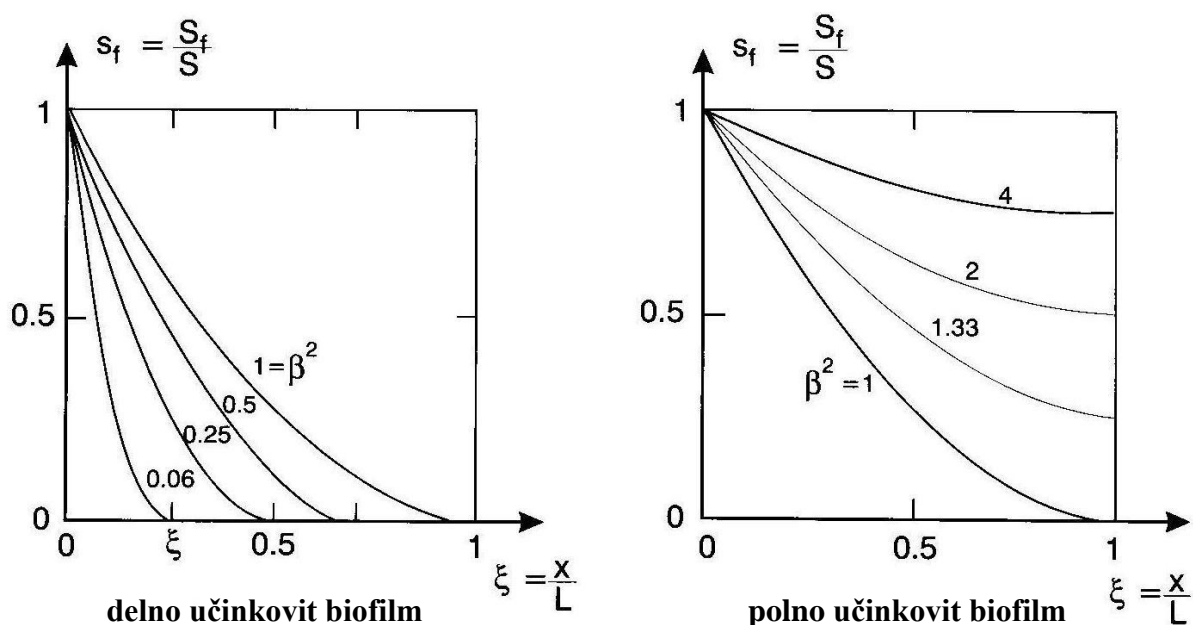
Konstanta K_1 dobi obliko $K_1 = \frac{-k_{ovf} \cdot L^2}{D \cdot S} \cdot \xi'$, enačba 13 pa se preoblikuje v naslednji izraz:

$$s_{vf} = \frac{k_{ovf} \cdot L^2}{2 \cdot D \cdot S} \cdot \xi^2 - \frac{k_{ovf} \cdot L^2}{D \cdot S} \cdot \xi' \cdot \xi + 1 \quad (26)$$

oz.

$$s_{vf} = \frac{\xi^2}{\beta^2} - 2 \cdot \frac{\xi \cdot \xi'}{\beta^2} + 1 \quad (27)$$

Na sliki 12 so prikazane krivulje razporeditve substrata znotraj biofilma v odvisnosti od učinkovitosti biofilma, faktorja β ter brezdimenzijskih spremenljivk ξ in s_{vf} .



Slika 12: Razporeditev koncentracije substrata v delno učinkovitem in polno učinkovitem biofilmu (Henze in sod., 2002)

3.2 Modeliranje procesov biološkega čiščenja

Modeliranje procesov biološkega čiščenja je šlo skozi več stopenj razvoja. Modeli so najprej sloneli le na odstranjevanju organskih snovi, nato pa so vanje vključili še procese nitrifikacije in denitrifikacije. Postopek se je razvil do te mere, da so bili vsi trije procesi modelirani v skupnem sistemu z enim samim reaktorjem. Zaradi medsebojnih vplivov v takšnem sistemu so matematični modeli postali precej kompleksni, to pa je zmanjšalo njihovo uporabnost.

Leta 1982 je Mednarodna organizacija za raziskavo in kontrolo odpadnih voda (International Association on Water Pollution Research and Control oz. IAWPRC) ustanovila raziskovalno skupino, ki naj bi vzpodbujala razvoj in uporabo matematičnih modelov za dimenzioniranje in upravljanje bioloških čistilnih naprav. Cilj skupine je bil na podlagi pregleda vseh obstoječih modelov izbrati takega, ki bi bil dovolj enostaven, hkrati pa bi z njim lahko dosegali realne napovedi rezultatov čiščenja. Leta 1987 je raziskovalna skupina predstavila konceptualni model Activated Sludge Model No.1 (ASM1), ki je omogočil enostavno modeliranje procesov oksidacije ogljika, nitrifikacije in denitrifikacije.

Družini modelov ASM so se kasneje priključili še naslednji modeli:

- ASM2, ki poleg odstranjevanja ogljikovih in dušikovih spojin vključuje tudi odstranjevanje fosforja,
- ASM2d oz. razširjeni ASM2, ki poleg vsega naštetega vključuje organizme, sposobne akumulacije fosforja ter
- ASM3 z možnostjo modeliranja notranjega kopičenja oz. shranjevanja snovi, ki igra pomembno vlogo v metabolizmu organizmov.

V nadaljevanju se bom osredotočila na ASM1, ker je najbolj splošno razširjen model za opisovanje procesov biološkega čiščenja in ga vsebuje večina simulacijskih orodij, ki so trenutno dostopna na tržišču. ASM1 bom primerjala z novejšim Mantis modelom, ki ga je razvilo kanadsko podjetje Hydromantis in je sestavni del programskega paketa GPS-X.

3.2.1 ASM1

Model ASM1 opisuje 8 procesov s 13 procesnimi spremenljivkami in 19 parametri. Ker so enačbe, ki opisujejo procese biološkega čiščenja, medsebojno odvisne, uporablja model zapis v obliki Petersenove matrike (preglednica 1). V njej so podane:

- Procesne spremenljivke,
- procesi ter
- stehiometrijski in kinetični parametri.

Procesne spremenljivke

Spojine, ki nastopajo v modelu ASM1, na splošno delimo na topne oz. lahko razgradljive (oznaka *S*) ter suspendirane oz. težko razgradljive (oznaka *X*). Med prve spadajo enostavne spojine, ki prehajajo v celico brez zunanje razgradnje ter sodelujejo v metabolnih reakcijah mikroorganizmov. Ob prisotnosti lahko razgradljivih snovi in vseh potrebnih encimov je hitrost rasti mikroorganizmov maksimalna. Suspendirane spojine pa so po svoji sestavi kompleksne (beljakovine, maščobe ipd.) in se morajo pred preходом skozi celično steno s pomočjo ekstracelularnih encimov razgraditi do enostavnih spojin. Zato je hitrost rasti mikroorganizmov ob prisotnosti suspendiranih snovi manjša.

Model ASM1 upošteva naslednje komponente:

- Substrat (organsko snov),
- kisik,
- dušik,
- biomaso in
- alkalnost.

Preglednica 1: Kinetika procesov in stehiometrija v modelu ASMI (Henze in sod., 2002)

Komponenta	\rightarrow	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Kinetika procesa, P_i [ML ⁻³ T ⁻¹]
j	Proces \downarrow	S_i	S_i^*	X_i	$X_{i,BH}$	$X_{i,BA}$	$X_{i,P}$	S_0	S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	$S_{A,H}$			
1	Aerobna rast heterotrofov		$-\frac{1}{Y_H}$		1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$						$\mu_H \cdot \left(\frac{S_0}{K_s + S_0}\right) \cdot \left(\frac{S_0}{K_{O,H} + S_0}\right) \cdot X_{B,H}$
2	Anoksidna rast heterotrofov		$-\frac{1}{Y_H}$		1			$-\frac{1-Y_H}{2,86 \cdot Y_H}$		$-i_{XB}$						$\mu_H \cdot \left(\frac{S_0}{K_s + S_0}\right) \cdot \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_0}\right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right) \cdot \eta_f \cdot X_{B,H}$
3	Aerobna rast avtotrofov					1		$-\frac{4,57 - Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-\frac{1}{Y_A}$						$\mu_A \cdot \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right) \cdot \left(\frac{S_0}{K_{O,A} + S_0}\right) \cdot X_{B,A}$
4	Odmurjanje heterotrofov			$1 - f_p$	-1		f_p					$i_{XB} - f_p \cdot i_{XP}$				$b_H \cdot X_{B,H}$
5	Odmurjanje avtotrofov			$1 - f_p$	-1		f_p					$i_{XB} - f_p \cdot i_{XP}$				$b_A \cdot X_{B,A}$
6	Amonifikacija toplega organskega dušika									1	-1					$k_a \cdot S_{ND} \cdot X_{B,H}$
7	Hidroлиза vjetih organskih snovi		1			-1										$k_h \cdot \left(\frac{X_0}{K_s + X_0} + \frac{X_0}{X_{B,H}}\right) \cdot X_{B,H}$
8	Hidroлиза vjetega organskega dušika										1	-1				$\rho_f \cdot (X_{ND} / X_s^*)$
$f_1 = \sum_{i=1}^7 v_{i,j} \cdot \rho_j$																
Hitrost pretvorbe komponente [ML ⁻³ T ⁻¹] Stehiometrični parametri: - Prirast heterotrofov: Y_H - Prirast avtotrofov: Y_A - Delež biomase, ki se pretvori v inertne suspendirane snovi: f_p - masa N/masa KPK v biomasi: k_{NH} - masa N/masa KPK v nastalih produktih biomase: i_{XP}																
Kinetični parametri: - Prirast in odumiranje heterotrofov: $\mu_H, K_s, K_{O,H}, K_{NO}, b_H$ - Prirast in odumiranje avtotrofov: $\mu_A, K_{NH}, K_{O,A}, b_A$ - Korekcijski faktor za anoksidno rast heterotrofov: η_f - Amonifikacija: k_a - Hidroliza: k_h, K_s - Korekcijski faktor za anoksidno hidrolizo: ρ_f																
Alkalnost (molke enote) Suspendirani bioregradivni organski dušik [M(NL) ⁻¹] Topen bioregradivni organski dušik [M(NL) ⁻¹] Armonijev dušik NH ₄ ⁺ + NH ₃ [M(NL) ⁻¹] Nitratni in nitritni dušik [M(NL) ⁻¹] Kislik (negativen KPK) [M(-KPKL) ⁻¹] Suspendirani produkti iz odmrjanja biomase [M(KPKL) ⁻¹] Aktivna avtotrofna biomasa [M(KPKL) ⁻¹] Aktivna heterotrofna biomasa [M(KPKL) ⁻¹] Podčas bioregradivni substrat [M(KPKL) ⁻¹] Suspendirana inertna organska snov [M(KPKL) ⁻¹] Hitro bioregradivni substrat [M(KPKL) ⁻¹] Topna inertna organska snov [M(KPKL) ⁻¹]																

Substrat (organska snov)

Organske snovi na vtoku delimo na biorazgradljive in nerazgradljive. Biorazgradljive organske snovi se nadalje delijo na hitro oz. lahko biorazgradljive (S_S) ter počasi oz. težko biorazgradljive (X_S) snovi. S_S sestavljajo relativno preproste molekule, ki jih heterotrofne bakterije v procesu metabolizma uporabljajo za sintezo lastne biomase. Pri tem se porablja elektronski akceptor (bodisi kisik ali nitrat). X_S nastajajo z razpadom avtotrofne in heterotrofne biomase. V procesu hidrolize se pretvorijo v S_S , šele nato so dostopne heterotrofnim bakterijam. Nerazgradljive organske snovi so biološko inertne in preidejo skozi sistem v nespremenjeni obliki. Delijo se na topne (S_I) in netopne (X_I) snovi. S_I niso neposredno vključene v pretvorbo snovi in zapuščajo sistem v koncentracijah, ki so jih dosegale na vtoku. X_I pa se adsorbirajo na biomaso ter zapuščajo sistem s pretokom odvišnega blata.

Kisik

V aerobnih pogojih igra kisik vlogo akceptorja vodikovih elektronov. V model ASM1 je vključen kot procesna spremenljivka S_O .

Dušik

Dušik v odpadni vodi je sestavljen iz totalnega Kjeldahlovega dušika ter nitritov in nitratov (S_{NO}). Skupni Kjeldahlov dušik delimo na suspendiran biorazgradljiv organski dušik (X_{ND}) in topni Kjeldahlov dušik, ki je sestavljen iz amonijevega dušika (S_{NH}) in topnega biorazgradljivega organskega dušika (S_{ND}). X_{ND} nastaja pri odmiranju heterotrofne in avtotrofne biomase. V procesu hidrolize organsko vezanega dušika se pretvori v S_{ND} . Iz topnih biorazgradljivih dušikovih organskih spojin v procesu amonifikacije nastaja amonij, ki predstavlja vir dušika za heterotrofe ter vir energije za nitrificirajoče bakterije. Slednje ob prisotnosti kisika spreminjajo amonij v nitrat. Čeprav je nitrit vmesni proizvod nitrifikacije, je zaradi poenostavitve privzeto, da je nitrat edina oksidirana oblika dušika, ki nastopa v modelu. Tako sta nitrat in nitrit združena v eni sami spremenljivki S_{NO} . Nastali nitrat lahko pod anoksičnimi pogoji služi kot akceptor vodikovih elektronov. Končni produkt denitrifikacije je atmosferski dušik.

Biomasa

Biomasa je sestavljena iz heterotrofne ($X_{B,H}$) in avtotrofne ($X_{B,A}$) biomase. Nastaja v procesu rasti in se iz sistema izloča z razkrojem. Pri procesu razkroja se $X_{B,H}$ in $X_{B,A}$ pretvarjata v X_S in posamezne suspendirane snovi X_P , ki so v nadaljnjih procesih biološkega čiščenja nerazgradljive.

Alkalnost

Totalna alkalnost (S_{ALK}) je vsota nabojev ionov in predstavlja informacijo o neugodnih spremembah pH. Na spremembo alkalnosti vplivajo vse reakcije, ki vključujejo sprejemanje ali oddajanje protonov. Med tovrstnimi procesi ima nitrifikacija največji vpliv na alkalnost. Če le-ta pade pod $50 \text{ g/m}^3 \text{ CaCO}_3$, postane pH nestabilen in lahko pade pod vrednost 6, to pa zmanjša nitrifikacijo in povzroča probleme, kot so koroziven in agresiven iztok ter napihovanje blata.

Procesi in njihov kinetični zapis

Opisane komponente so v modeliranem sistemu podvržene biokemijskim procesom. Kinetični procesi in stehiometrični parametri, ki vplivajo na transformacijo posamezne komponente, so nazorno prikazani v Petersenovi matriki (preglednica 1). Hitrost pretvorbe določene komponente lahko zapišemo z izrazom (Henze in sod., 2002):

$$r_i = \sum_j v_{i,j} \cdot \rho_j \quad (28)$$

r_i ... hitrost pretvorbe komponente i (sprememba koncentracije v časovnem intervalu)

v_{ij} ... stehiometrični koeficient v j -tem procesu komponente i

ρ_j ... kinetika j -tega procesa

Kot primer lahko zapišemo diferencialno enačbo dinamičnega spreminjanja koncentracije avtotrofne biomase $X_{B,A}$:

$$r_6 = \frac{dX_{B,A}}{dt} = \left[\hat{\mu}_A \cdot \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \cdot \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) - b_A \right] \cdot X_{B,A} \quad (29)$$

Iz enačbe 29 je razvidno, da se koncentracija avtotrofne biomase povečuje z aerobno rastjo ter zmanjšuje z odmiranjem avtotrofnih organizmov.

Za kinetične enačbe, ki nastopajo v modelu ASM1, lahko zapišemo naslednje ugotovitve (Henze in sod., 2002):

- Pri vseh topnih spremenljivkah upoštevamo preklopno funkcijo oblike $S/(K+S)$. Ta funkcija omogoča ustavitve vseh bioloških procesov, ko se koncentracija spremenljivke približa nični koncentraciji.
- Inhibicijo modeliramo s preklopno funkcijo oblike $K/(K+S)$.
- Temperaturno odvisnost razgradnje odpadne vode lahko zapišemo z enačbo:

$$r(t) = r(20^\circ C) \cdot e^{9 \cdot (T-20)} \quad (30)$$

V model ASM1 so vključeni naslednji procesi:

Aerobna rast heterotrofov

Na račun rasti heterotrofov se porabljata hitro razgradljivi substrat (S_S) in kisik (S_O). V enačbi, ki opisuje obravnavani proces, nastopa tudi preklopna funkcija, ki ustavi aerobno rast pri nizkih koncentracijah raztopljenega kisika.

Anoksična rast heterotrofov

Proces je podoben aerobnemu, le da respiracija temelji na denitrifikaciji. Ob odsotnosti kisika heterotrofni organizmi kot akceptor vodikovih elektronov uporabljajo nitrat. Sam proces vodi k nastajanju heterotrofne biomase in atmosferskega dušika kot končnega produkta redukcije nitrata, kar se odraža tudi v spremembi alkalnosti. Ker je maksimalna rast heterotrofov μ_h pod anoksičnimi pogoji nižja in je le del heterotrofne biomase sposoben izvajanja denitrifikacije, je odstranjevanje substrata pod anoksičnimi pogoji pogosto počasnejše kot pod aerobnimi pogoji. Zato je za opis procesa uporabljen kinetični izraz, pomnožen s faktorjem η_g (<1). V

izrazu je uporabljena tudi preklopna funkcija $K_O/(K_O+S_O)$, ki omogoča, da se ob padcu kisika pod določeno vrednost začne proces denitrifikacije.

Aerobna rast avtotrofov

Na aerobno rast avtotrofov vplivata koncentraciji kisika in amonijskega dušika. Raztopljen amoniak služi kot energetski vir za rast nitrificirajočih organizmov, kjer kot končni produkt nastaja nitrat. Pri tem se porablja kisik. Njegova poraba je odvisna od količine oksidiranega amonijskega dušika. Aerobna rast avtotrofne biomase je omejena s pH vrednostjo odpadne vode, v kateri organizmi živijo. Probleme s pH rešujemo z ustreznim izrazom za alkalnost.

Odmiranje heterotrofov

Pri razkroju heterotrofov je hitrost odmiranja organizmov neodvisna od akceptorja vodikovih elektronov. Proces je modeliran v skladu s hipotezo o regeneraciji poginulih organizmov. Ko organizem umre, del odmrlega materiala smatramo kot nerazgradljivi material X_P , ostali del pa predstavlja počasi razgradljivi substrat X_S , ki se lahko hidrolizira v hitro biorazgradljivi substrat S_S . Celični razkroj prav tako vodi k sproščanju suspendiranega organskega dušika X_{ND} , ki se s hidrolizo ponovno vključuje v procese kroženja dušika.

Odmiranje avtotrofov

Razkroj avtotrofnih organizmov je obravnavan povsem enako kot razkroj heterotrofnih organizmov. Vrednost koeficienta razkroja je pri avtotrofnih bakterijah nekoliko nižja kot pri heterotrofnih bakterijah.

Amonifikacija topnega organskega dušika

Pretvorba aktivne biomase iz počasi razgradljivega v hitro razgradljivi substrat je povezana z vzporedno pretvorbo organskega dušika v amoniak s pomočjo heterotrofnih organizmov. Poraba vodikovih ionov med samim procesom pretvorbe se odraža v spremembi alkalnosti.

Hidroliza ujetih organskih snovi

Počasi razgradljivi substrat X_S , ujet med maso aktivnega blata, se izvenselično hidrolizira v hitro biorazgradljivi substrat S_S , ki je nato dostopen organizmom. Proces se lahko vrši v

aerobnih in anoksičnih pogojih. Ker je hidroliza pod anoksičnimi pogoji zmanjšana, je izraz pomnožen s faktorjem η_h (<1).

Hidroliza ujetega organskega dušika

Hidroliza organsko vezanega dušika je pri modelu ASM1 vezana na razgradnjo organskega materiala. Suspendiran organski dušik X_{ND} se pretvori v topno obliko S_{ND} , ki je na enak način kot hitro razgradljivi substrat S_S dostopna organizmom za njihovo celično rast.

3.2.2 Mantis

Model Mantis je razvilo kanadsko podjetje Hydromantis istočasno z razvojem simulacijskega orodja GPS-X. Mantis predstavlja modificirano obliko ASM1 modela. V nadaljevanju so predstavljene razlike med obema modeloma (Hydromantis, 2006):

- Masna bilanca modela Mantis je izpopolnjena z atmosferskim dušikom. Le-ta je v matriko modela (preglednica 2) vključen kot dodatna procesna spremenljivka S_{NN} . Atmosferski dušik nastopa v obeh procesih anoksične rasti heterotrofne biomase kot produkt redukcije nitrata.
- Model Mantis vključuje dva dodatna procesa rasti heterotrofne biomase – aerobno denitrifikacijo in proces, ki v primeru nizkih koncentracij amonija omogoča črpanje nitrata kot hranila.
- Kinetični parametri Mantis modela so odvisni od temperature. Njihova temperaturna odvisnost je opisana z Arrheniusovo enačbo.
- Dodan je nov anoksični kisikov saturacijski koeficient K_{AD} , ki omogoča neodvisnost anoksične in aerobne rasti.

Model Mantis uporabljamo za modeliranje biokemijskih procesov pretvorbe snovi, tako v obdajajoči tekočini kot tudi znotraj biofilma. Ker so enačbe, ki opisujejo omenjene procese, medsebojno odvisne, uporablja model zapis v obliki Petersenove matrike (preglednica 2).

Preglednica 2: Kinetika procesov in stehiometrija v modelu Mantis (Hydromantis, 2006)

Komponenta	\rightarrow	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Kinetika procesa, P_i [ML ⁻³ T ⁻¹]
j	Proces ↓	S_i	X_i	X_{BA}	X_{BH}	X_{BA}	X_{BA}	X_{BA}	X_P	S_0	S_{NO}	S_{NH}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}	
1	Aerobna rast heterotrofov (omejitveni faktor amonij)	$-\frac{1}{Y_H}$		1						$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$			$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\mu_H \cdot \left(\frac{S_0}{K_S + S_0} \right) \cdot \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_0} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \cdot x_{B,H}$
2	Anoksidna rast heterotrofov (omejitveni faktor amonij)	$-\frac{1}{Y_H}$		1							$-\frac{1-Y_H}{2,86 \cdot Y_H}$	$\frac{1-Y_H}{2,86 \cdot Y_H}$	$-i_{XB}$			$\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2,86 \cdot Y_H}$	$\mu_H \cdot \left(\frac{S_0}{K_S + S_0} \right) \cdot \left(\frac{K_{ID}}{K_{ID} + S_0} \right) \cdot \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \cdot \eta_p \cdot x_{B,H}$
3	Anoksidna rast heterotrofov (omejitveni faktor nitrat)	$-\frac{1}{Y_H}$		1						$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	$-i_{XB}$						$\mu_H \cdot \left(\frac{S_0}{K_S + S_0} \right) \cdot \left(\frac{K_{ID}}{K_{ID} + S_0} \right) \cdot \left(\frac{K_{NO}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \cdot \left(\frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot x_{B,H}$
4	Anoksidna rast heterotrofov	$-\frac{1}{Y_H}$		1						$-\frac{1-Y_H}{2,86 \cdot Y_H}$	$-\frac{1-Y_H}{2,86 \cdot Y_H}$	$\frac{1-Y_H}{2,86 \cdot Y_H}$					$\mu_H \cdot \left(\frac{S_0}{K_S + S_0} \right) \cdot \left(\frac{K_{ID}}{K_{ID} + S_0} \right) \cdot \left(\frac{K_{NO}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \cdot \left(\frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot \eta_p \cdot x_{B,H}$
5	Aerobna rast avtotrofov					1				$\frac{4,57-Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$		$-\frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7 \cdot Y_A}$	$\mu_A \cdot \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \cdot \left(\frac{S_0}{K_{O,A} + S_0} \right) \cdot x_{B,A}$
6	Odmiranje heterotrofov					$1-f_p$											$b_H \cdot X_{BH}$
7	Odmiranje avtotrofov					$1-f_p$											$b_A \cdot X_{BA}$
8	Amonifikacija topnega organskega dušika												1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_A \cdot S_{ND} \cdot X_{B,H}$
9	Hidroлиза ujetih organskih snovi	1															$k_b \cdot \frac{X_N}{K_X + (X_N / X_{B,H})}$ $\left[\left(\frac{S_0}{K_{O,H} + S_0} \right) + \eta_H \cdot \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_0} \right) \cdot \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] \cdot x_{B,H}$
10	Hidroлиза ujetega organskega dušika																$\rho_T \cdot (X_{ND} / X_T)$

$r_1 = \sum_j v_i \cdot X_i \cdot \rho_i$																		
1	Topna inertna organska snov [MKPKL ⁻³]																	
2	Hidro biotrazgradnja substrata [MKPKL ⁻³]																	
3	Suspendirana inertna organska snov [MKPKL ⁻³]																	
4	Podatki biotrazgradnja substrata [MKPKL ⁻³]																	
5	Aktivna heterotifna biomasa [MKPKL ⁻³]																	
6	Aktivna avtotifna biomasa [MKPKL ⁻³]																	
7	Suspendirani produkti iz odmrivanja biomase [MKPKL ⁻³]																	
8	Kotik (negativen KPK) [M(-)KPKL ⁻³]																	
9	Nitrati in nitritni dušik [M(N)L ⁻³]																	
10	Amonijev dušik NH ₄ ⁺ [M(N)L ⁻³]																	
11	Topen biotrazgradnja organski dušik [M(N)L ⁻³]																	
12	Suspendiran biotrazgradnja organski dušik [M(N)L ⁻³]																	
13	Alkalnost (molke enote)																	

Kinetični parametri:	
•	Rast in odmrivanje heterotrofov: $\mu_H, K_S, K_{O,H}, K_{NO}, K_{NH}, K_{NO}, b_H$
•	Rast in odmrivanje avtotrofov: $\mu_A, K_{O,A}, K_{NO}, b_A$
•	Korekcijski faktor za anoksidno rast heterotrofov: η_p
•	Amonifikacijski faktor: k_A
•	Hidroлиза: k_b, K_X
•	Korekcijski faktor za anoksidno hidroлиза: η_H

4 ORODJA ZA MODELIRANJE IN SIMULACIJO DELOVANJA MBBR REAKTORJA

Pri postavitvi matematičnih modelov čistilnih naprav si pogosto pomagamo s simulacijskimi orodji oz. simulatorji. Na tržišču obstaja veliko bolj ali manj uspešno prodajanih in uporabnih programskih paketov, s katerimi lahko simuliramo različne postopke čiščenja odpadnih voda in jih lahko uporabljamo tako v industrijske kot tudi v raziskovalne namene. Večina simulacijskih orodij vsebuje že uveljavljene strukture modelov. Tako se za modeliranje bioloških procesov pogosto uporablja model ASM1. Simulatorji so enostavni za uporabo, vendar jih veliko deluje po principu »black box«, kar pomeni, da uporabnik ne pozna strukture vsebovanih modelov in jih ne more spreminjati.

V nadaljevanju bom na kratko opisala dve simulacijski orodji: WEST (Hemmis) in GPS-X (Hydromantis) s poudarkom na modeliranju in simulaciji delovanja MBBR reaktorja.

4.1 WEST

Program World wide Engine for Simulation, Training and Automation (WEST) je leta 1990 razvilo belgijsko podjetje Hemmis v sodelovanju z univerzo v Gentu (Ghent University). Namenjen je modeliranju in simulaciji različnih procesov, tako v naravnih (reke) kot tudi v umetnih sistemih (čistilne naprave, odvodni kanali). Vključuje biološko odstranjevanje ogljika, dušika in fosforja. WEST za modeliranje omenjenih procesov ponuja devet kategorij modelov, med njimi tudi ASM1. Program se ponaša z modernim grafičnim vmesnikom in bazo (knjižnico) modelov, ki jo uporabnik lahko dopolnjuje. Modeli so zapisani v MSL (Model Specification Language) jeziku in predstavljeni v matrični obliki.

Z WEST-om lahko izvajamo različne simulacije in analize scenarijev, občutljivostno analizo ter umerjanje (kalibracijo) parametrov. Odprta struktura programa in dinamična simulacija omogočata boljši vpogled v obnašanje obravnavanega sistema. Na področju ravnanja z

odpadnimi vodami lahko zagotovimo optimalno delovanje čistilnih naprav, ki se odraža v znižanju obratovalnih stroškov in večji učinkovitosti čiščenja.

Program sem podrobneje opisala v svoji seminarski nalogi (Škerjanec, 2008).

WEST za modeliranje in simulacijo delovanja MBBR reaktorja ponuja IFAS 1D model. Volumen t.i. IFAS reaktorja (V_{TOT}) je sestavljen iz treh komponent (enačba 31): volumna obdajajoče tekočine (V_{bulk}), volumna nosilcev ($V_{carrier}$) in volumna biofilma ($V_{biofilm}$).

$$V_{TOT} = V_{bulk} + V_{biofilm} + V_{carrier} \quad (31)$$

V_{TOT} in $V_{carrier}$ [m^3] sta konstantna skozi celotno simulacijo. Ker se z rastjo biofilma volumen, namenjen obdajajoči tekočini, manjša, je konstantna tudi vsota $V_{bulk} + V_{biofilm}$.

Volumen biofilma določimo z naslednjo enačbo:

$$V_{biofilm} = a_{sp} \cdot V_{carrier} \cdot d_{biofilm} \quad (32)$$

pri čemer a_{sp} predstavlja specifično površino nosilcev, namenjeno pritrjevanju biomase [m^2/m^3], $d_{biofilm}$ pa debelino biofilma [m].

Za izračun volumna nosilcev pa uporabimo sledeči izraz:

$$V_{carrier} = f_{solid} \cdot V_{TOT} \quad (33)$$

V zgornji enačbi predstavlja f_{solid} delež polnitve reaktorja z nosilci biomase [m^3/m^3].

IFAS 1D model obravnava volumen z obdajajočo tekočino kot klasičen reaktor z razpršeno biomaso, biofilm pa je modeliran kot enodimenzionalna struktura, v kateri je gradient koncentracije simuliran preko (največ) desetih homogenih, idealno premešanih plasti.

4.1.1 Modeliranje procesov med obdajajočo tekočino in biofilmom

V obdajajoči tekočini potekajo biokemijski procesi (reakcije) odstranjevanja nezaželenih snovi iz odpadne vode, ki jih običajno opišemo z ASM1 modelom, v mejni plasti (med obdajajočo tekočino in biofilmom) pa potekajo še procesi pritrjevanja oz. luščenja biomase ter difuzija komponent odpadne vode v notranjost biofilma. Ker lahko skozi zunanjo plast biofilma prehajajo le topne snovi, pri suspendiranih snoveh difuzije ne upoštevamo. Masno bilanco za obdajajočo tekočino tako zapišemo posebej za topne in posebej za suspendirane snovi:

topne snovi

$$\frac{dM_i}{dt} = \text{prenos} + \text{reakcija} + \text{difuzija} = \text{FluxIn}_i + \text{reakcija} - D_i \cdot \nabla C_i - C_i \frac{A}{\delta} \quad (34)$$

suspendirane snovi

$$\begin{aligned} \frac{dM_i}{dt} &= \text{prenos} + \text{reakcija} + \text{pritrjevanje/luščenje} = \\ &= \text{FluxIn}_i - Q_{in} \cdot C_i + \text{reakcija} - k_{Att} \cdot V_{bulk} \cdot C_i + u_{Detach} \cdot A \cdot C_i \end{aligned} \quad (35)$$

C_i	...	koncentracija i-te komponente v obdajajoči tekočini [g/m ³]
$C[B]_{i,1}$...	koncentracija i-te komponente v prvi (zunanji) plasti biofilma [g/m ³]
D_i	...	difuzijski koeficient i-te komponente [m/d]
A	...	obraščena površina nosilca [m ²]
δ	...	debelina mejne plasti vode (med obdajajočo tekočino in biofilmom) [m]
k_{Att}	...	konstanta hitrosti pritrjevanja [1/d]
u_{Detach}	...	konstanta hitrosti luščenja [1/d]

Pri tem moramo upoštevati naslednje predpostavke:

- Debelina biofilma mora znašati med 10⁻⁵ in 0,5 mm. S spodnjo mejno vrednostjo se izognemo numerični nestabilnosti sistema, zgornja mejna vrednost pa predstavlja realno omejitev debeline biofilma.

- Luščenje biomase se pojavlja v vseh slojih biofilma, zato je prenos snovi modeliran med posameznimi sosednje ležečimi plastmi. Ko debelina določene plasti preseže mejno vrednost (ki jo določimo tako, da skupno debelino biofilma delimo s številom plasti), se del biomase odlušči in prehaja v obdajajočo tekočino.
- Luščenje biomase je odvisno od fizikalnih in hidravličnih razmer v reaktorju.
- Če želimo, da bo proces luščenja biomase učinkovit, moramo delež biomase, ki se odlušči, prilagoditi dejanski hitrosti rasti biofilma.

Če upoštevamo vse zgoraj naštete predpostavke, potem lahko luščenje biomase določimo po naslednjem ključu:

$$\mathbf{IF} \ d_i \geq \frac{d_{max}}{N} \ \mathbf{THEN} \ u_{Detach,i} = f_{Detach} \cdot \frac{d^*}{N} + k_{Detach} \cdot \left(d_i - \frac{d^*}{N} \right) \ \mathbf{ELSE} \ 0 \quad (36)$$

- N ... število plasti biofilma ($N \leq 10$)
- d_i ... debelina i -te plasti biofilma [m]
- d_{max} ... maksimalna debelina biofilma, enakomerno razporejena vzdolž N plasti [m]
- d^* ... hipotetično luščenje biofilma, ki običajno predstavlja 20 % d_{max} [m]
- f_{Detach} ... koeficient hitrosti luščenja, odvisen od hidravličnih razmer v reaktorju (npr. strižnih sil na površini biofilma) [1/d]
- k_{Detach} ... koeficient, ki uravnava luščenje biofilma [1/d]

4.1.2 Modeliranje procesov znotraj biofilma

Biokemijski procesi razgradnje snovi potekajo tudi znotraj samega biofilma in jih prav tako opišemo z enim izmed modelov družine ASM. Topne snovi prehajajo iz obdajajoče tekočine v prvo (zunanjo) plast biofilma z difuzijo, med tem ko se suspendirane snovi (predvsem biomasa) pritrjujejo na površino biofilma oz. se z nje luščijo. V notranjih plasteh biofilma topne snovi difundirajo v smeri proti nosilcu biomase, suspendirane snovi pa se luščijo in prenašajo v nasprotni smeri, proti obdajajoči tekočini. Masno bilanco za biofilm zapišemo v treh delih: posebej za vrhno plast, vse vmesne plasti ter notranjo plast biofilma tik ob nosilcu biomase.

1. plast**topne snovi**

$$\begin{aligned} \frac{dM_i}{dt} &= \text{reakcija} + \text{difuzija} = \\ &= \text{reakcija} + D_i \cdot \mathbf{C}_i - C \mathbf{B}_{i,1}^- \cdot \frac{A}{\delta_i} - D_i \cdot \mathbf{C} \mathbf{B}_{i,1}^- - C \mathbf{B}_{i,2}^- \cdot \frac{A}{d_1} \end{aligned} \quad (37)$$

suspendirane snovi

$$\begin{aligned} \frac{dM_i}{dt} &= \text{reakcija} + \text{pritrjevanje/luščenje} = \\ &= \text{reakcija} + k_{Att} \cdot V_{bulk} \cdot C_i - u_{Detach} \cdot A \cdot C \mathbf{B}_{i,1}^- \end{aligned} \quad (38)$$

Plasti 2 – 9**topne snovi**

$$\begin{aligned} \frac{dM_i}{dt} &= \text{reakcija} + \text{difuzija} = \\ &= \text{reakcija} + D_i \cdot \mathbf{C} \mathbf{B}_{i,j-1}^- - C \mathbf{B}_{i,j}^- \cdot \frac{A}{d_{j-1}} - D_i \cdot \mathbf{C} \mathbf{B}_{i,j}^- - C \mathbf{B}_{i,j+1}^- \cdot \frac{A}{d_j} \end{aligned} \quad (39)$$

suspendirane snovi

$$\frac{dM_i}{dt} = \text{reakcija} + \text{luščenje} = \text{reakcija} - u_{Detach,j} \cdot A \cdot C \mathbf{B}_{i,j}^- \quad (40)$$

10. plast**topne snovi**

$$\frac{dM_i}{dt} = \text{reakcija} + \text{difuzija} = \text{reakcija} + D_i \cdot \mathbf{C} \mathbf{B}_{i,9}^- - C \mathbf{B}_{i,10}^- \cdot \frac{A}{d_9} \quad (41)$$

suspendirane snovi

$$\frac{dM_i}{dt} = \text{reakcija} + \text{luščenje} = \text{reakcija} - u_{Detach,10} \cdot A \cdot C \mathbf{B}_{i,10}^- \quad (42)$$

* Oznaka i predstavlja posamezno komponento, j pa sloj biofilma.

4.2 GPS-X

Orodje GPS-X je leta 1991 razvilo kanadsko podjetje Hydromantis. Namenjeno je matematičnemu modeliranju, simulaciji, optimizaciji in upravljanju čistilnih naprav. GPS-X ponuja uporabniku prijazen grafični vmesnik, ki omogoča enostavno shematizacijo obravnavane čistilne naprave. Matematične enačbe, ki opisujejo procese v obravnavanem sistemu, program rešuje s sodobnimi numeričnimi metodami. GPS-X omogoča fleksibilen vnos podatkov in več možnosti prikaza rezultatov (bodisi v obliki grafov ali izvoznih datotek). S pomočjo programa lahko primerjamo rezultate simulacij z merjenimi vrednostmi z realne čistilne naprave. Program omogoča tudi avtomatično občutljivostno analizo, optimizacijo procesov in kalibracijo (umerjanje) parametrov. GPS-X ima odprto strukturo, kar pomeni, da lahko uporabnik poljubno spreminja že obstoječe in dodaja nove modele.

Z orodjem GPS-X lahko simuliramo delovanje več procesnih enot, ki so razdeljene v naslednje skupine:

- Dotok,
- združevalniki in razdelilniki pretoka,
- predhodno čiščenje: črpalna enota, bazen za izenačevanje in peskolov,
- procesi z razpršeno biomaso: popolnoma premešan pretočni reaktor, cevni reaktor, MBR in šaržni reaktor,
- procesi s pritrjeno biomaso: precejalnik, potopnik in hibridni sistem,
- usedanje: primarni in sekundarni usedalnik,
- terciarno čiščenje: peščeni in membranski filter ter dezinfekcija,
- obdelava blata: zgoščevalec, aerobna in anaerobna presnova ter odvodnjavanje,
- ostala orodja: izpust, kontrolne enote itd.

GPS-X vključuje tudi več (procesnih) modelov, ki jih delimo na:

- Biološke modele: ASM1, ASM2d, ASM3, Mantis, idr.,
- modele usedanja: razširjena modela Vesilind in Takacs,
- modele dotoka: osnovane bodisi na BPK, KPK ali celotnih suspendiranih snoveh TSS,
- anaerobne modele: ADM1 (Anaerobic Digestion Model No. 1),
- modele filtracije: Iwasaki-Horner in

- empirične modele za vse ostale procesne enote.

Program povezuje med seboj kompatibilne modele s knjižnicami. V njih so zapisane različne skupine osnovnih spremenljivk oz. komponent odpadne vode (npr. topne in suspendirane snovi, raztopljeni kisik, amonij, nitrit in nitrat ter heterotrofna in avtotrofna biomasa). Knjižnice poleg omenjenih osnovnih vsebujejo še sestavljene spremenljivke, kot so BPK₅, KPK ter skupni Kjeldahlov dušik (TKN). GPS-X vključuje 6 knjižnic, s pomočjo katerih simulira procese pretvorbe ogljikovih, dušikovih in fosforjevih spojin:

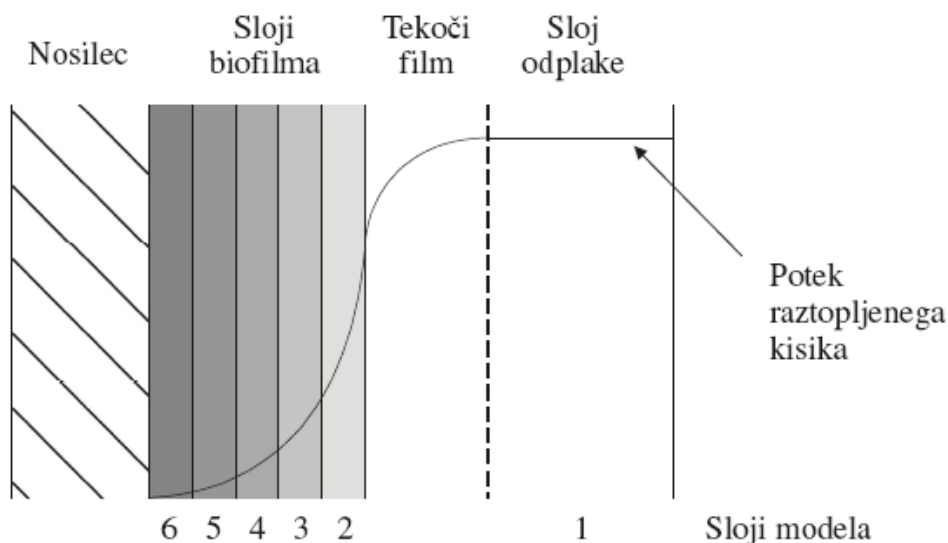
- CN za odstranjevanje ogljika in dušika,
- CNP za odstranjevanje ogljika, dušika in fosforja,
- C2N za napredno odstranjevanje ogljika in dušika,
- CNIP za odstranjevanje industrijskih polutantov (nadgradnja CN),
- CNPIP za odstranjevanje industrijskih polutantov (nadgradnja CNP) in
- CN2IP za napredno odstranjevanje industrijskih polutantov (nadgradnja (C2N)).

V splošnem program sestavljata dva modula – modul za postavitve sistema (t.i. Builder) in simulator. V prvem lahko oblikujemo shemo obravnavane čistilne naprave z vnosom ikon (procesnih enot) na risalno površino ter spreminjamo vrednosti parametrov in spremenljivk, z drugim pa izvajamo simulacije, spreminjamo vrednosti ciljnih parametrov v kontrolnih oknih in spremljamo rezultate simulacij v obliki različnih grafov.

Za modeliranje MBBR reaktorja v orodju GPS-X uporabimo model hibridnega sistema (Hybrid-System model). Ta MBBR reaktor obravnava kot kombinacijo modela klasičnega reaktorja z razpršeno biomaso in modela biofilma. Za simulacijo biokemijskih procesov v obdajajoči tekočini in samem biofilmu pa GPS-X ponuja model Mantis.

Model hibridnega sistema razdeli biofilm na 6 plasti, pri čemer prva predstavlja sloj odplake, ostalih 5 pa tvori biofilm (slika 13). Prenos topnih komponent med posameznimi plastmi poteka z molekularno difuzijo, med tem ko prenos suspendiranih snovi modeliramo s procesi pritrjevanja oz. luščenja. Vsaka plast biofilma je modelirana kot idealno premešan pretočni reaktor (CSTR oz. Continuous Stirred Tank Reactor), v katerem potekajo enake biološke reakcije kot v klasičnem reaktorju s suspendirano biomaso. Koncentracija posamezne

suspendirane komponente se pretvori v volumen na osnovi vsebnosti suhe snovi in specifične teže biofilma (oba parametra sta podana s strani uporabnika). Ko se volumen posamezne plasti biofilma popolnoma napolni, se začne polniti sosednja plast. Ko se debelina celotnega biofilma približuje maksimalni debelini, ki jo prav tako določi uporabnik, se začne povečevati luščenje biomase.



Slika 13: Model biofilma v GPS-X (Burica, 2004)

V programskem okolju GPS-X se za opis masne bilance postopka s pritrjeno biomaso uporabljata naslednji dve enačbi (Spengel in Dzombak, 1992):

Akumulacija komponente v obdajajoči tekočini

$$A_a \delta_L \left(\frac{dS^L}{dt} \right) = \underbrace{Q_L (S_{in}^L - S^L)}_{\text{Pretok komponente v tekočino}} - \underbrace{K_M A_a (S^L - S^{BLi})}_{\text{Difuzija v notranjost biofilma (prvi Fickov zakon)}} + \underbrace{K_{ML} A_a (S^o - S^L)}_{\text{Prehod komponente med zrakom in tekočino (v kolikor gre za kisik)}} \quad (43)$$

- A_a ... površina biofilma, skozi katero poteka transport snovi [m^2]
 δ_L ... debelina sloja odplake [m]
 S^L ... koncentracija komponente v obdajajoči tekočini [mg/l]
 S^{BLi} ... koncentracija komponente na prehodu med tekočim filmom in prvim slojem biofilma [mg/l]
 S^o ... koncentracija nasičenja komponente v tekočem filmu [mg/l]
 Q_L ... volumski pretok tekočine v sloju odplake [l/dan]
 K_M ... koeficient prehajanja komponente med tekočino in biofilmom [m/dan]
 K_{ML} ... koeficient prehajanja kisika med zrakom in tekočino [m/dan]

Akumulacija komponente v biofilmu

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \underbrace{-D_S \frac{d^2 S}{dy^2}}_{\text{Difuzija v biofilmu (drugi Fickov zakon)}} + \underbrace{\left(S_{j-1}^B - S_j^B \right)}_{\text{Advekcija med sloji biofilma}} \underbrace{\left(\frac{Q_B}{A \delta_B} \right)}_{\text{Hitrost reakcije}} - R_S \quad (44)$$

Difuzija v biofilmu (drugi Fickov zakon) Advekcija med sloji biofilma Hitrost reakcije

- A ... površina, na katero se pritrjujejo mikroorganizmi [m^2]
 D_S ... difuzijski koeficient komponente [m^2/dan]
 Q_B ... volumski pretok tekočine v biofilmu [l/dan]
 R_S ... hitrost reakcije [mg/l·dan]
 S ... koncentracija komponente [mg/l]
 S_j^B ... koncentracija komponente v j-tem sloju biofilma [mg/l]
 y ... debelina plasti biofilma [m]
 δ_B ... debelina pritrjenega biofilma v posamezni plasti [m]

Kot je razvidno iz enačbe 44, se koncentracija komponente v biofilmu spreminja z globino (debelino) biofilma.

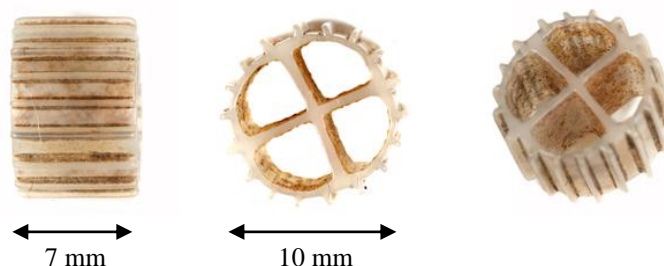
5 MERITVE NA LABORATORIJSKI PILOTNI NAPRAVI

V laboratoriju CČN Domžale-Kamnik je bila postavljena pilotna naprava, sestavljena iz biološkega reaktorja z volumnom 7,3 l (slika 14). 37 % prostornine reaktorja (2,7 l) je bilo zapolnjene z nosilci biomase tipa K1, ki jih je razvilo norveško podjetje AnoxKaldnes.



Slika 14: Laboratorijska pilotna naprava (Levstek in Plazl, 2008)

Nosilci K1 so narejeni iz polietilena z visoko gostoto (HDPE oz. High-Density Polyethylene) in so nekoliko lažji od vode (specifična teža znaša 0,95 g/ml). Imajo obliko cilindra z notranjim križno oblikovanim delom in zunanji »izrastki«. Dimenzije nosilcev so razvidne iz slike 15. Biomasa se pritruje predvsem na notranje površine nosilcev, pogosto pa naseljuje tudi reže med zunanji izrastki. Efektivna specifična površina posameznega nosilca znaša $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$. V splošnem velja, da reaktor s prostornino 100 ml vsebuje cca. 100 nosilcev.



Slika 15: K1 nosilci biomase (AnoxKaldnes, 2006)

Delež polnitve reaktorja z nosilci je bil manjši, kot je predpisano s strani proizvajalca (67 %), z namenom zagotovitve dobrih pogojev mešanja in ustreznega prenosa substrata v sam biofilm.

Nosilci, ki so bili dodani v reaktor laboratorijske pilotne naprave, so bili predhodno obogateni s heterotrofno in avtotrofno biomaso. Vzeti so bili iz aeracijskega bazena industrijske pilotne naprave s prostornino 500 m³, ki jo na CČN uporabljajo za odstranjevanje dušikovih spojin in je pred samim odvzemom nosilcev neprekinjeno obratovala več kot eno leto. Dotok na industrijsko napravo je bil predhodno obdelan na primarni (mehanski) stopnji čiščenja CČN.

Reaktor laboratorijske pilotne naprave je bil kontinuirano polnjen z umetno pripravljeno odpadno vodo, ki je vsebovala amonij ((NH₄)₂SO₄), fosfat (KH₂PO₄) in minerale, potrebne za rast avtotrofne biomase. Prisotna je bila tudi manjša količina nitrata (kot posledica uporabe vodovodne vode za potrebe priprave substrata). Podrobna sestava umetno pripravljene odpadne vode je prikazana v preglednici 3.

Preglednica 3: Sestava umetno pripravljene odpadne vode

Parameter	Enota	Povprečna vrednost ± standardna deviacija
N-NH ₄	mg/l	90,2 ± 3,0
N-NO ₂	mg/l	0,6 ± 0,3
N-NO ₃	mg/l	8,0 ± 0,3
TN	mg/l	98,9 ± 3,2
P-PO ₄	mg/l	0,7 ± 0,1
KPK	mg/l	12,5 ± 1,5

Proces nitrifikacije je bil reguliran s pH-jem, ki je znašal $7,5 \pm 0,1$ (omenjena vrednost je bila dosežena z avtomatičnim doziranjem puferske raztopine (Na_2CO_3)). Reaktor je šest mesecev obratoval pri temperaturi $20 \pm 1^\circ\text{C}$ in koncentraciji raztopljenega kisika $8,0 \pm 0,5$ mg/l. Popolna premešanost reaktorja je bila zagotovljena z vpihovalci zraka in mešalom. Ker pripravljen substrat ni vseboval raztopljenih organskih snovi, lahko sklepamo, da so bili po šestih mesecih selektivnega hranjenja iz reaktorja izplavljeni vsi heterotrofni mikroorganizmi.

V obdobju omenjenih šestih mesecev je bila nitrifikacijska aktivnost avtotrofnih mikroorganizmov redno preverjana. Vnos amonija se je postopno povečeval, tako da je bila na iztoku iz reaktorja ves čas zagotovljena minimalna koncentracija amonija 1 mg/l. Notranje stene reaktorja, na katere se je sčasoma začela pritrjevati biomasa, so bile očiščene enkrat tedensko. Dnevno so bile v skladu z ISO standardi opravljene analize vsebnosti amonija (S_{NH}), nitritnega in nitratnega dušika (S_{NO}) ter Kjeldahlovega dušika ($S_{NH} + X_{ND} + S_{ND} + S_{NDI}$) v vzorcih, odvzetih na vtoku in iztoku iz reaktorja. Po preteku testnega obdobja je bila analizirana tudi sestava biomase v samem reaktorju. V ta namen je bilo uporabljeno posebno mešalo, s pomočjo katerega je bil z nosilcev odstranjen biofilm. Določeni sta bili naslednji razmerji med KPK, VSS in organskim dušikom:

- $O_x = 1,31$ mgKPK/mgVSS in
- $iN_x = 0,033$ mgN/mgKPK.

Da bi lahko določili celotno koncentracijo biomase v reaktorju, je bila v rednih časovnih presledkih ocenjena količina biofilma, pritrjenega na nosilce. Omenjeni postopek je vključeval odvzem desetih nosilcev iz laboratorijske pilotne naprave. Odvzeti nosilci so bili najprej posušeni pri 50°C in nato stehtani. Pritrjen biofilm je bil z nosilcev odstranjen s spiranjem z raztopino kromove kisline ($\text{Cr-H}_2\text{SO}_4$). Sledilo je ponovno tehtanje nosilcev. Na koncu je bila iz razlike med obema tehtanjema določena količina organske komponente (biomase), pritrjene na testnih nosilcih.

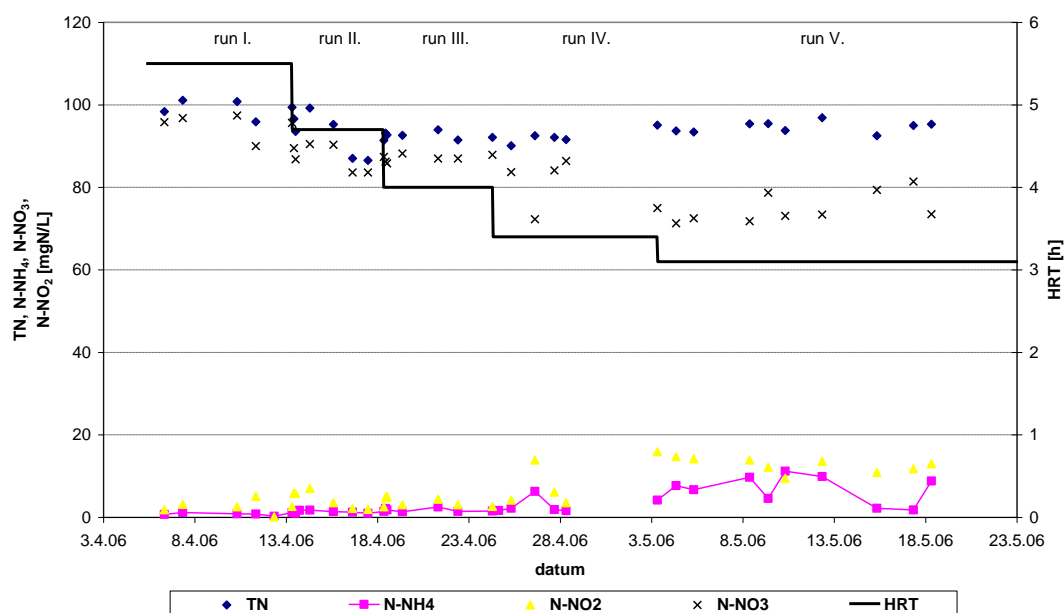
Po šestih mesecih obratovanja, ko so bili v reaktorju vzpostavljeni stacionarni pogoji, se je začelo dnevno analiziranje dotoka/iztoka iz reaktorja na vsebnosti amonija, nitrita in nitrata. Da bi lahko ocenili učinkovitost delovanja sistema, so na CČN s spreminjanjem hitrosti dotoka povečevali obremenitev reaktorja. Omenjeno spreminjanje dotoka je posledično

vplivalo tudi na hidravlični zadrževalni čas pilotne naprave (HRT oz. hydraulic retention time).

Rezultati meritev, opravljenih v obdobju med 6. aprilom in 18. majem 2006, so prikazani v spodnji preglednici ter na sliki 16.

Preglednica 4: Rezultati opravljenih meritev (povprečna vrednost \pm standardna deviacija)

Niz	Datum vzorčenja	Q [l/h]	HRT [h]	Koncentracije na iztoku [mg/l]		
				NH ₄	NO ₂	NO ₃
I	06.04.2006 - 13.04.2006	1,3 \pm 0,10	5,5 \pm 0,4	0,8 \pm 0,3	2,6 \pm 1,6	95,1 \pm 3,0
II	13.04.2006 - 18.04.2006	1,5 \pm 0,04	4,7 \pm 0,1	1,4 \pm 0,3	4,1 \pm 2,1	87,4 \pm 2,9
III	18.04.2006 - 24.04.2006	1,7 \pm 0,02	4,0 \pm 0,1	1,8 \pm 0,5	3,8 \pm 1,0	87,0 \pm 0,9
IV	24.04.2006 - 28.04.2006	2,0 \pm 0,07	3,4 \pm 0,1	2,7 \pm 2,0	6,9 \pm 4,9	81,6 \pm 6,3
V	03.05.2006 - 18.05.2006	2,3 \pm 0,03	3,1 \pm 0,1	6,7 \pm 3,4	13,0 \pm 1,9	75,0 \pm 3,5



Slika 16: Časovni potek spreminjanja koncentracij dušikovih komponent v iztoku iz laboratorijske pilotne naprave (Levstek in Plazl, 2008)

Spreminjanje obremenitve reaktorja z amonijem je močno vplivalo na proces nitrifikacije in na samo učinkovitost sistema. Iz preglednice 5 je razvidno, da je tudi pri največji obremenitvi

z amonijem, ki je ustrezala najkrajšemu zadrževalnemu času (3,1 h), učinkovitost čiščenja presegala 92 %. Istočasno je bila dosežena tudi največja hitrost nitrifikacije (4,71 gNH₄/dan).

Preglednica 5: Obremenitev z amonijem in učinek čiščenja (nitrifikacije)

Niz	Obremenitev [g/dan]	Hitrost nitrifikacije [g/dan]	Učinek čiščenja [%]
I	2,87	2,86	99,5
II	3,36	3,31	98,6
III	3,96	3,87	97,8
IV	4,64	4,50	97,0
V	5,10	4,71	92,4

Dobljene hitrosti nitrifikacije so bile približno dvakrat večje od vrednosti, izmerjenih na ostalih laboratorijskih pilotnih napravah CČN Domžale-Kamnik, ki so prav tako vsebovale nosilce tipa K1 in so obratovalle pri enaki temperaturi (Levstek in Plazl, 2008). Razloge za to gre iskati v dejstvu, da so bili hranila, pH, temperatura in raztopljeni kisik neprestano kontrolirani in vzdrževani na idealnih vrednostih. Na tako visoke hitrosti nitrifikacije bi lahko vplival tudi izostanek heterotrofne aktivnosti v samem reaktorju.

Povprečna koncentracija celotne biomase v reaktorju je znašala $1,12 \pm 0,14$ gTSS/l. Debelina biofilma je bila ocenjena z laserskim mikroskopom (Carl Zeiss LSM510) in naj bi znašala med 60 in 100 μm .

6 IZDELAVA MATEMATIČNEGA MODELA LABORATORIJSKE PILOTNE NAPRAVE

Mag. Meta Levstek s CČN Domžale-Kamnik je na osnovi izmerjenih podatkov izdelala matematični model laboratorijske pilotne naprave. V ta namen je uporabila simulacijsko orodje GPS-X, natančneje model hibridnega sistema, ki za simulacijo biokemijskih procesov uporablja model Mantis, prenos topnih in suspendiranih snovi skozi biofilm pa opisuje z enačbama 43 in 44. Model Mantis je praktično enak modelu ASM1, s to razliko, da dodatno vključuje še temperaturni vpliv kinetičnih parametrov.

Na Inštitutu za zdravstveno hidrotehniko smo za postavitev matematičnega modela obravnavane pilotne naprave uporabili simulacijsko orodje WEST, ki za modeliranje MBBR reaktorja ponuja hibridni (IFAS) model. Ker smo se želeli čim bolj približati rezultatom modela Mantis, smo za opis biokemijskih procesov uporabili model ASM1_temp, ki je v osnovi enak ASM1 s predpostavljeno temperaturno odvisnostjo kinetičnih parametrov. Ostale razlike med obema modeloma (Mantis vključuje dodatno procesno spremenljivko in dva nova procesa) na simulacijo ne bi smele vplivati, ker se nanašajo na heterotrofno biomaso, ki je bila v našem primeru zaradi selektivnega hranjenja izplavljena iz reaktorja.

6.1 Vnos vhodnih podatkov

V obeh simulacijskih orodjih je bilo potrebno najprej določiti koncentracije spremenljivk na dotoku čistilne naprave, pri čemer smo uporabili meritve, prikazane v preglednici 6.

Preglednica 6: Vhodni podatki (sestava dotoka)

čas [dni]	Q [l/h]	O ₂ [g/m ³]	NO ₂ in NO ₃ [g/m ³]	NH ₄ [g/m ³]	S _{ALK} [g/m ³]	X _S [g/m ³]
0 - 7	1,36	8	8,6	90,2	30	12,5
7 - 12	1,56	8	8,6	90,2	30	12,5
12 - 18	1,77	8	8,6	90,2	30	12,5
18 - 28	2,08	8	8,6	90,2	30	12,5
28 - 50	2,39	8	8,6	90,2	30	12,5

Poleg sestave dotoka je bilo potrebno določiti tudi začetne vrednosti vseh spremenljivk stanja. Te so bile enake vrednostim simuliranih sestavin odpadne vode na začetku opazovanja laboratorijske pilotne naprave. V splošnem velja, da vrednosti spremenljivk stanja modela, ki jih ni mogoče direktno izmeriti, določimo s simulacijo v stacionarnem stanju.

6.2 Vnos parametrov modela

Ker smo želeli z matematičnim modelom doseči čim boljše ujemanje med opravljenimi meritvami in vrednostmi, simuliranimi z modelom, je bilo potrebno posebno pozornost nameniti tudi izbiri ustreznih vrednosti parametrov modela. V nadaljevanju so predstavljene prednastavljene vrednosti parametrov, ki jih ponujata obe orodji.

Opomba: Parametri, obarvani rdeče, so vsebovani samo v orodju WEST, parametri, obarvani modro, pa samo v GPS-X.

6.2.1 Fizični parametri

Ker predstavljajo fizični parametri osnovne karakteristike obravnavane laboratorijske pilotne naprave, pri njihovem določanju izjemoma nismo uporabili prednastavljenih vrednosti. Za vse simulacije, izvedene s simulacijskim orodjem WEST, veljajo identične vrednosti fizičnih parametrov, prikazane v preglednici 7.

Preglednica 7: Fizični parametri modela

Parameter	Enota	Vrednost parametra	
		WEST	GPS-X
Volumen reaktorja	m ³	0,0073	0,0073
Delež polnitve reaktorja z nosilci	m ³ /m ³	0,37	0,37
Specifična površina nosilcev	1/m	500	500
Obraščena površina nosilcev	m ²	1,35	
Število plasti biofilma		3	5
Temperatura	°C	20	20

6.2.2 Parametri, vezani na biofilm in transport snovi

V preglednici 8 so predstavljeni parametri, vezani na sestavo biofilma in transport snovi, tako med obdajajočo tekočino in biofilmom kot tudi med posameznimi plastmi znotraj biofilma. Veliko število parametrov, ki so vsebovani samo v enem izmed obeh simulacijskih orodij, nam pove, da omenjeni orodji procese difuzije, pritrjevanja in luščenja snovi obravnavata nekoliko drugače.

Preglednica 8: Parametri, vezani na biofilm in transport snovi

Parameter	Enota	Vrednost parametra	
		WEST	GPS-X
Voda, ki jo izpodrinejo nosilci biomase	m ³ /m ³		0,18
Specifična gostota nosilcev	kg/m ³		940
Debelina mejne plasti med obdajajočo tekočino in biofilmom	m	1 E-08	5 E-05
Začetna debelina biofilma	m	1 E-04	
Maksimalna debelina biofilma	m	5 E-04	5 E-04
Gostota biofilma	kg/m ³	10	1020
Poroznost biofilma		1	
Vsebnost suhe snovi v biofilmu			0,1
Koeficient zmanjšanja difuzije v biofilmu			0,5
Koeficient snovnega prenosa kisika	1/dan	110	100
<i>Difuzijski koeficienti za:</i>			
- vodo	cm ² /s	1 E-10	
- topne inertne organske snovi	cm ² /s	1 E-04	1 E-05
- hitro biorazgradljivi substrat	cm ² /s	2 E-04	1 E-05
- raztopljeni kisik	cm ² /s	2 E-04	2,5 E-05
- nitrat in nitrit	cm ² /s	1,7 E-04	2 E-05
- amonij	cm ² /s	1,4 E-04	2,5 E-05
- atmosferski dušik	cm ² /s		3 E-05
- alkalnost	cm ² /s	2,2 E-04	2 E-05
- topni biorazgradljivi organski dušik	cm ² /s	1,7 E-04	1 E-05
- biomaso	cm ² /s	1 E-10	
Hitrost pritrjevanja suspendiranih snovi	m/dan		0,5
Koeficient pritrjevanja suspendiranih snovi	1/dan	0,1	
Hitrost luščenja suspendiranih snovi	kg/m ² ·dan		0,07
Faktor sorazmernosti za kontrolo luščenja biomase		1	
Delež biofilma, ki se odlušči		0,2	
Količina biofilma, ki se odlušči	m	1,06 E-04	
Hitrost izmenjevanja suspendiranih snovi znotraj biofilma	m/dan		2 E-05

6.2.3 Stehiometrični in kinetični parametri

Stehiometrični in kinetični parametri so vsebovani v modelih, s katerimi opisujemo biokemijske procese, ki se odvijajo v obdajajoči tekočini in znotraj biofilma. Tovrstna modela sta v našem primeru ASM1_temp in Mantis. Prednastavljene vrednosti omenjenih parametrov so prikazane v preglednicah 9 in 10.

Preglednica 9: Stehiometrični parametri

Parameter	Enota	Vrednost parametra	
		WEST	GPS-X
Delež KPK/VSS	gKPK/gVSS		1,48
Delež TSS/KPK		0,75	
Pretvorbeni faktor BPK ₅ /KPK		0,65	0,66
Masa dušika proti masi KPK v biomasi	gN/gKPK	0,086	0,068
Masa dušika proti masi KPK v nastalih produktih	gN/gKPK	0,06	0,068
Prirast heterotrofne biomase	gKPK/gKPK	0,67	0,666
Delež biomase, ki se pretvori v inertni material	gKPK/gKPK	0,08	0,08
Prirast avtotrofne biomase	gN/gKPK	0,24	0,15

Preglednica 10: Kinetični parametri

Parameter	Enota	Vrednost parametra	
		WEST	GPS-X
<i>Heterotrofna biomasa</i>			
- Maksimalna specifična hitrost rasti	1/dan	6	3,2
- Saturacijski koeficient za hitro biorazgradljivi substrat	gKPK/m ³	20	5
- Kisikov saturacijski koeficient	gO ₂ /m ³	0,2	0,2
- Korekcijski faktor za anoksično rast		0,8	1
- Saturacijski koeficient za nitrat	gN/m ³	0,5	1
- Saturacijski koeficient za amonij	gN/m ³	0,05	0,05
- Hitrost odmiranja	1/dan	0,62	0,62
<i>Avtotrofna biomasa</i>			
- Maksimalna specifična hitrost rasti	1/dan	0,8	0,75
- Saturacijski koeficient za amonij	gN/m ³	1	1
- Kisikov saturacijski koeficient	gO ₂ /m ³	0,4	0,2
- Hitrost odmiranja	1/dan	0,15	0,04
<i>Hidroliza</i>			
- Maksimalna specifična hitrost	1/dan	3	2,81

Parameter	Enota	Vrednost parametra	
		WEST	GPS-X
- Saturacijski koeficient za hitro biorazgradljivi substrat	gKPK/gKPK	0,03	0,15
- Korekcijski faktor za anoksično hidrolizo		0,4	0,37
<i>Amonifikacija</i>			
- Maksimalna specifična hitrost amonifikacije	m ³ /gKPK·dan	0,08	0,016
<i>Temperaturni koeficienti za:</i>			
- maksimalno specifično hitrost rasti heterotrofov		1,072	1,12
- hitrost odmiranja heterotrofov		1,12	1,03
- maksimalno specifično hitrost rasti avtotrofov		1,103	1,12
- hitrost odmiranja avtotrofov		1,116	1,03
- maksimalno specifično hitrost hidrolize		1,116	1,07
- maksimalno specifično hitrost amonifikacije		1,072	1,03
- saturacijski koeficient za hitro biorazgradljivi substrat		1,116	

Na uspeh simulacije poleg vhodnih podatkov in uporabljenih modelov vpliva tudi izbira numerične metode, s pomočjo katere program rešuje (navadne) diferencialne enačbe, ki opisujejo delovanje obravnavanega sistema. V programu GPS-X je bila uporabljena numerična metoda Runge-Kutta-Fehlberg, ki se v orodju WEST ni obnesla, zato smo uporabili metodo CVODE, namenjeno reševanju togih sistemov, pri katerih hrati poteka več procesov v zelo različnih časovnih skalah.

7 REZULTATI

Z orodjem WEST smo izvedli tri poskusne simulacije:

- Pri prvi simulaciji smo uporabili vrednosti parametrov, enake tistim, ki so bile uporabljene v orodju GPS-X, ter med seboj primerjali obe simulaciji. Za parametre, ki v GPS-X niso vsebovani, smo uporabili prednastavljene vrednosti, ponujene v orodju WEST.
- Primerjava obeh simulacij iz prvega poskusa je pokazala očitno neujemanje ter vpliv konceptualnih razlik med uporabljenima modeloma (čeprav majhnih). Zato je bil cilj drugega poskusa spremeniti vrednosti parametrov v orodju WEST tako, da bi se simulacija čim bolj približala tisti, dobljeni z orodjem GPS-X, ter nato analizirati spremenjene vrednosti. Prvi korak k učinkovitemu spreminjanju vrednosti parametrov je bila občutljivostna analiza, s katero smo določili parametre, na katere je model najbolj občutljiv, oz. sprememba njihovih vrednosti najbolj vpliva na potek simulacije. Vrednosti izbranih parametrov smo spreminjali toliko časa, dokler ni bil dosežen zastavljen cilj – zadovoljivo ujemanje med obema simulacijama.
- Cilj tretjega poskusa je bil spremeniti model v WEST-u tako, da bi z njim v največji meri zajeli realne pogoje na laboratorijski pilotni napravi ter se čim bolj približali merjenim vrednostim. V ta namen smo uporabili nekoliko spremenjene prednastavljene vrednosti parametrov, ki jih ponuja WEST, in v shemo obravnavanega sistema dodali posebno kontrolno enoto, s pomočjo katere smo v MBBR reaktorju vzdrževali konstantno vrednost kisika (8 mg/l).

7.1 Prva simulacija

Cilj prve simulacije je bil približati se rezultatom, ki jih je z orodjem GPS-X dobila mag. Levstek. V ta namen smo vrednosti parametrov v orodju WEST spremenili na vrednosti, ki so bile uporabljene v GPS-X. Mag. Levstek je v primerjavi s prednastavljenimi vrednostmi parametrov, ki jih ponuja GPS-X, spremenila le tiste, ki so v preglednici 11 obarvane oranžno.

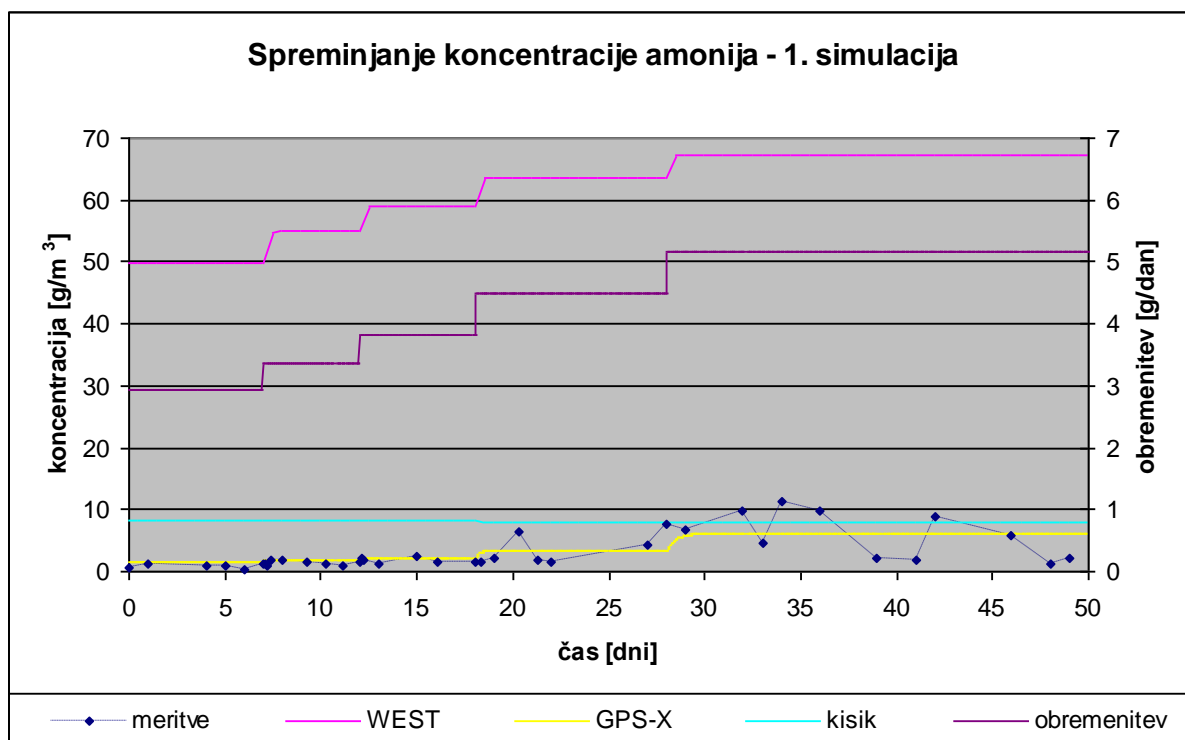
Preglednica 11: Parametri prve simulacije

Oznaka	Parameter	Enota	Vrednost
<i>deltao</i>	Debelina mejne plasti med obdajajočo tekočino in biofilmom	m	5 E-05
<i>d_ini</i>	Začetna debelina biofilma	m	1 E-04
<i>d_max</i>	Maksimalna debelina biofilma	m	5,3 E-04
<i>rho</i>	Gostota biofilma	kg/m ³	1020
<i>eta</i>	Poroznost biofilma		1
<i>Kla</i>	Koeficient snovnega prenosa kisika	1/dan	3400
<i>D_i(H2O)</i>	Difuzijski koeficient za vodo	cm ² /s	1 E-10
<i>D_i(S_I)</i>	Difuzijski koeficient za topne inertne organske snovi	cm ² /s	1 E-05
<i>D_i(S_S)</i>	Difuzijski koeficient za hitro biorazgradljivi substrat	cm ² /s	1 E-05
<i>D_i(S_O)</i>	Difuzijski koeficient za raztopljeni kisik	cm ² /s	2,5 E-05
<i>D_i(S_NO)</i>	Difuzijski koeficient za nitrat in nitrit	cm ² /s	2 E-05
<i>D_i(S_NH)</i>	Difuzijski koeficient za amonij	cm ² /s	2,5 E-05
<i>D_i(S_ALK)</i>	Difuzijski koeficient za alkalnost	cm ² /s	2 E-05
<i>D_i(S_ND)</i>	Difuzijski koeficient za topni biorazgradljivi organski dušik	cm ² /s	1 E-05
<i>D_x</i>	Difuzijski koeficient za biomaso	cm ² /s	1 E-10
<i>k_At</i>	Koeficient pritrjevanja suspendiranih snovi	1/dan	0,1
<i>k_detach</i>	Faktor sorazmernosti za kontrolo luščenja biomase	1/dan	1
<i>d_detach</i>	Delež biofilma, ki se odlušči		0,2
<i>d_off</i>	Količina biofilma, ki se odlušči	m	1,06 E-04
<i>F_TSS_COD</i>	Delež TSS/KPK		0,75
<i>F_BOD_COD</i>	Pretvorbeni faktor BPK ₅ /KPK		0,66
<i>i_X_B</i>	Masa dušika proti masi KPK v biomasi	gN/gKPK	0,068
<i>i_X_P</i>	Masa dušika proti masi KPK v nastalih produktih	gN/gKPK	0,068
<i>Y_H</i>	Prirast heterotrofne biomase	gKPK/gKPK	0,666
<i>f_P</i>	Delež biomase, ki se pretvori v inertni material		0,08
<i>Y_A</i>	Prirast avtotrofne biomase	gN/gKPK	0,12
<i>mu_H</i>	Maksimalna specifična hitrost rasti heterotrofne biomase	1/dan	3,2
<i>K_S</i>	Saturacijski koeficient za hitro biorazgradljivi substrat	gKPK/m ³	5
<i>K_OH</i>	Kisikov saturacijski koeficient za heterotrofno biomaso	gO ₂ /m ³	0,2
<i>n_g</i>	Korekcijski faktor za anoksično rast heterotrofne biomase		1
<i>K_NO</i>	Saturacijski koeficient za nitrat	gN/m ³	1
<i>K_NH-H</i>	Saturacijski koeficient za amonij (heterotrofi)	gN/m ³	0,05
<i>b_H</i>	Hitrost odmiranja heterotrofne biomase	1/dan	0,62
<i>mu_A</i>	Maksimalna specifična hitrost rasti avtotrofne biomase	1/dan	1,2
<i>K_NH</i>	Saturacijski koeficient za amonij (avtotrofi)	gN/m ³	1
<i>K_OA</i>	Kisikov saturacijski koeficient za avtotrofno biomaso	gO ₂ /m ³	0,2
<i>b_A</i>	Hitrost odmiranja avtotrofne biomase	1/dan	0,04
<i>k_h</i>	Maksimalna specifična hitrost hidrolize	1/dan	2,81
<i>K_X</i>	Saturacijski koeficient za hitro biorazgradljivi substrat	gKPK/gKPK	0,15
<i>n_h</i>	Korekcijski faktor za anoksično hidrolizo		0,37

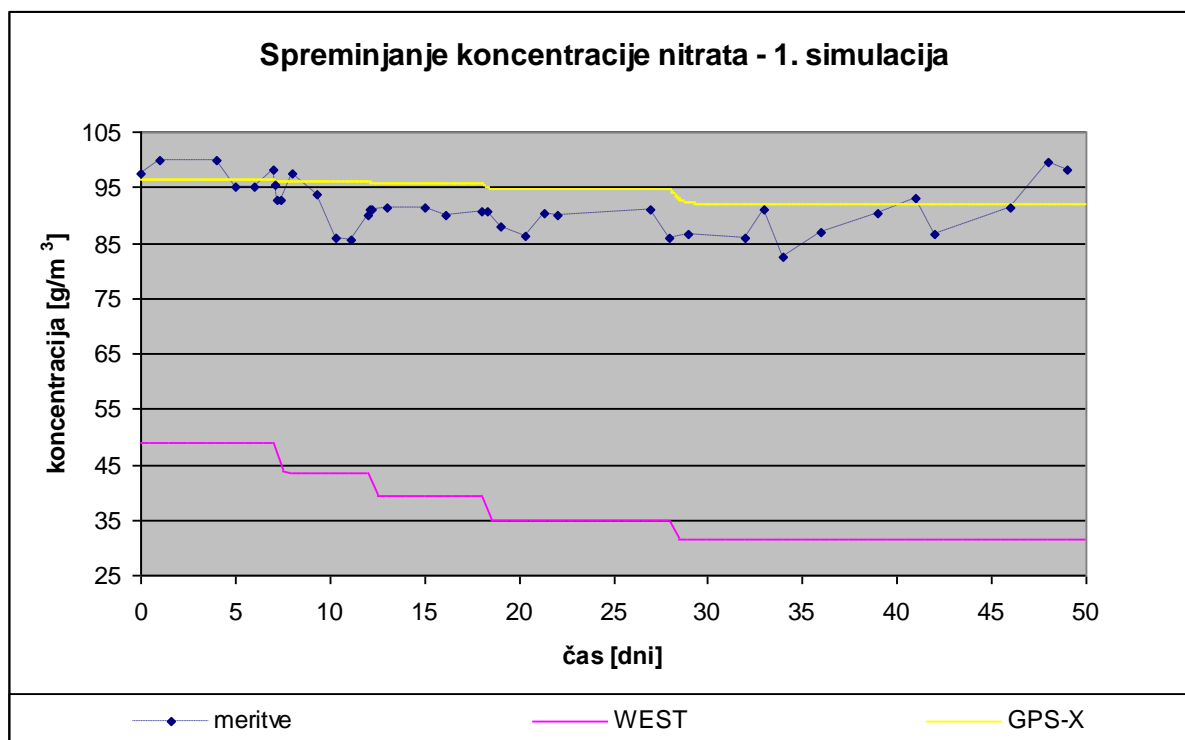
Oznaka	Parameter	Enota	Vrednost
<i>k_a</i>	Maksimalna specifična hitrost amonifikacije	m ³ /gKPK-dan	0,016
<i>theta_mu_H</i>	Temperaturni koeficient za <i>mu_H</i>		1,12
<i>theta_b_H</i>	Temperaturni koeficient za <i>b_H</i>		1,03
<i>theta_mu_A</i>	Temperaturni koeficient za <i>mu_A</i>		1,12
<i>theta_b_A</i>	Temperaturni koeficient za <i>b_A</i>		1,03
<i>theta_k_h</i>	Temperaturni koeficient za <i>k_h</i>		1,07
<i>theta_k_a</i>	Temperaturni koeficient za <i>k_a</i>		1,03
<i>theta_K_X</i>	Temperaturni koeficient za <i>K_X</i>		1,116

Rezultati simulacije so prikazani na naslednjih dveh grafih (sliki 17 in 18). Prvi graf prikazuje obremenitev laboratorijske pilotne naprave z amonijem, merjene podatke o koncentracijah amonija na iztoku iz reaktorja, rezultate obeh računalniških simulacij in spreminjanje koncentracije kisika. Simulacija z orodjem WEST je pri istih vrednostih uporabljenih parametrov močno odstopala od merjenih rezultatov in simulacije, izvedene z orodjem GPS-X. Podobno lahko opazimo tudi na drugem grafu, ki prikazuje časovni potek spreminjanja koncentracije nitrata na iztoku iz reaktorja. Simulacija sicer sledi spreminjanju obremenitve, a hkrati močno podcenjuje učinek čiščenja (stopnjo nitrifikacije) na obravnavani pilotni napravi. To je skladno z zaključki raziskovalcev, ki so ugotovili, da model ASM1 napoveduje višje iztočne vrednosti amonija kot model Mantis (Mehrotra in sod., 2005).

Da bi se čim bolj približali simulaciji, ki jo je z orodjem GPS-X izvedla mag. Levstek, je bilo potrebno umeriti vrednosti parametrov. Pri tem smo si pomagali z občutljivostno analizo, ki jo ponuja orodje WEST.



Slika 17: Časovni potek spreminjanja koncentracije amonija (1. simulacija)



Slika 18: Časovni potek spreminjanja koncentracije nitrata (1. simulacija)

7.2 Druga simulacija

Pri drugem poskusu smo z ustreznim spreminjanjem parametrov v WEST-u želeli doseči ujemanje simulacij, izvedenih z obema orodji. V ta namen smo najprej opravili občutljivostno analizo, ki nam je pokazala velikost vpliva posameznih parametrov na izbrano spremenljivko stanja modela. Bistvo občutljivostne analize je v sistematičnem spreminjanju enega samega parametra pri konstantnih vrednostih ostalih parametrov in vhodnih spremenljivk. Model je na obravnavani parameter občutljiv, če se pri majhni spremembi vrednosti parametra pokažejo velika odstopanja v simuliranih vrednostih spremenljivk stanja modela. Če pri večji spremembi parametra ni opaznih razlik v rezultatih, je model na izbrani parameter neobčutljiv. S pomočjo občutljivostne analize torej ugotavljamo, katere parametre je potrebno umeriti (spremeniti), da bodo rezultati opravljene simulacije kar se da natančni.

V orodju WEST je izračun občutljivosti izveden za več občutljivostnih funkcij (kombinacij med občutljivostnimi parametri in spremenljivkami). Za vsako občutljivostno funkcijo program najprej izvrši referenčno simulacijo. Nato vrednost izbranega parametra spremeni tako, da ga pomnoži s perturbacijskim faktorjem (enačba 45). Sledi ponovna izvedba (perturbacijske) simulacije s spremenjeno vrednostjo parametra. Občutljivost spremenljivke na izbrani parameter je prikazana z grafom, ki med seboj primerja obe simulaciji – referenčno in perturbacijsko (Hemmis, 2006).

$$p_{pert} = \left(+ \text{perturbacijski faktor} \right) p_{ref} \quad (45)$$

Za občutljivostno analizo smo izbrali naslednjih 24 parametrov:

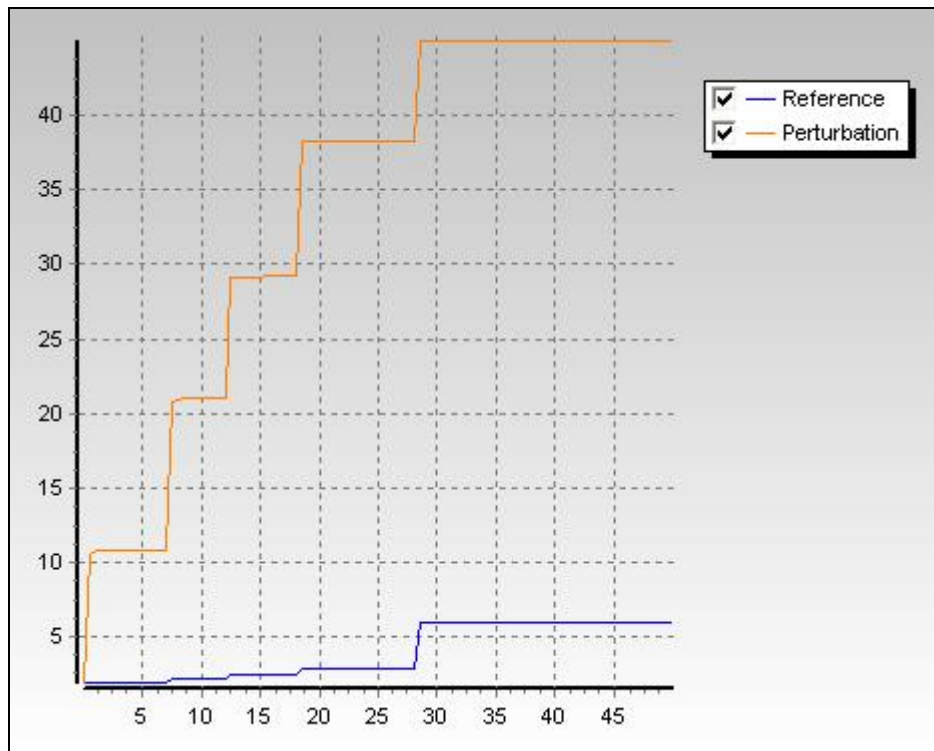
- b_A
- d_{detach}
- $D_i(S_{NH})$
- $D_i(S_{NO})$
- $D_i(S_O)$
- d_{ini}
- d_{max}

- d_{off}
- D_x
- δ_{tao}
- η
- f_P
- i_{X_B}
- k_a
- k_{At}
- k_{detach}
- K_{NH}
- K_{NO}
- K_{OA}
- K_X
- Kla
- μ_A
- ρ
- Y_A

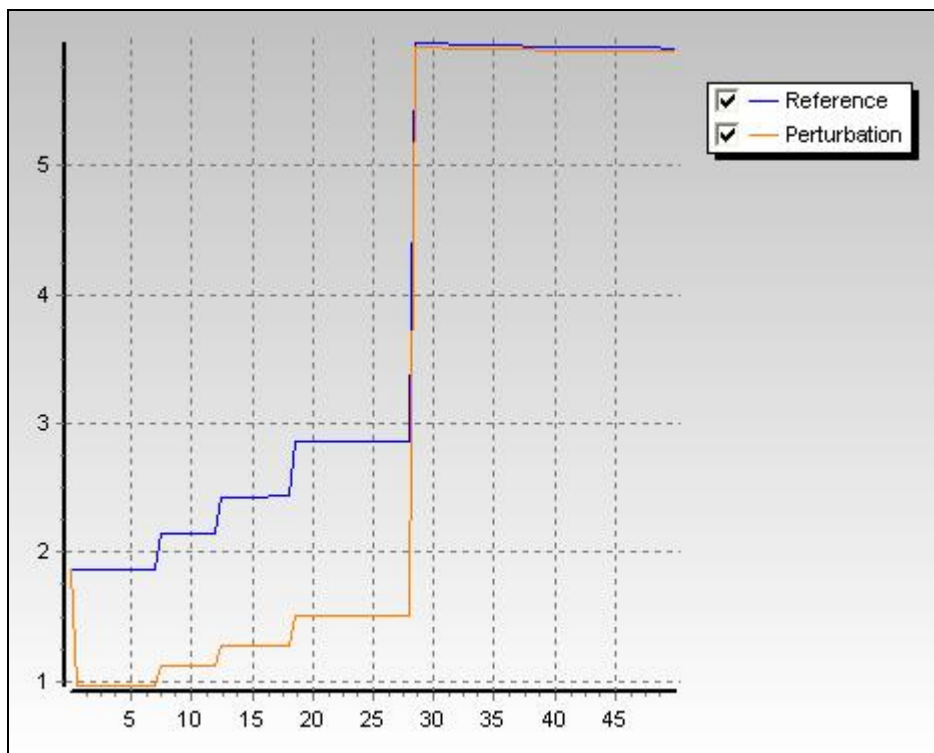
in eno samo spremenljivko (koncentracijo amonija v obdajajoči tekočini $C(S_{NH})$). Za perturbacijski faktor smo izbrali vrednost 1, kar pomeni, da je bila vrednost posameznega parametra po motnji dvakrat večja.

Izkazalo se je, da je model občutljiv le na 12 parametrov, ki so zgoraj obarvani zeleno. V nadaljevanju so prikazani grafi s primerjavo referenčne in perturbacijske simulacije za štiri parametre, ki po našem mnenju najbolj vplivajo na rezultate modela. To so:

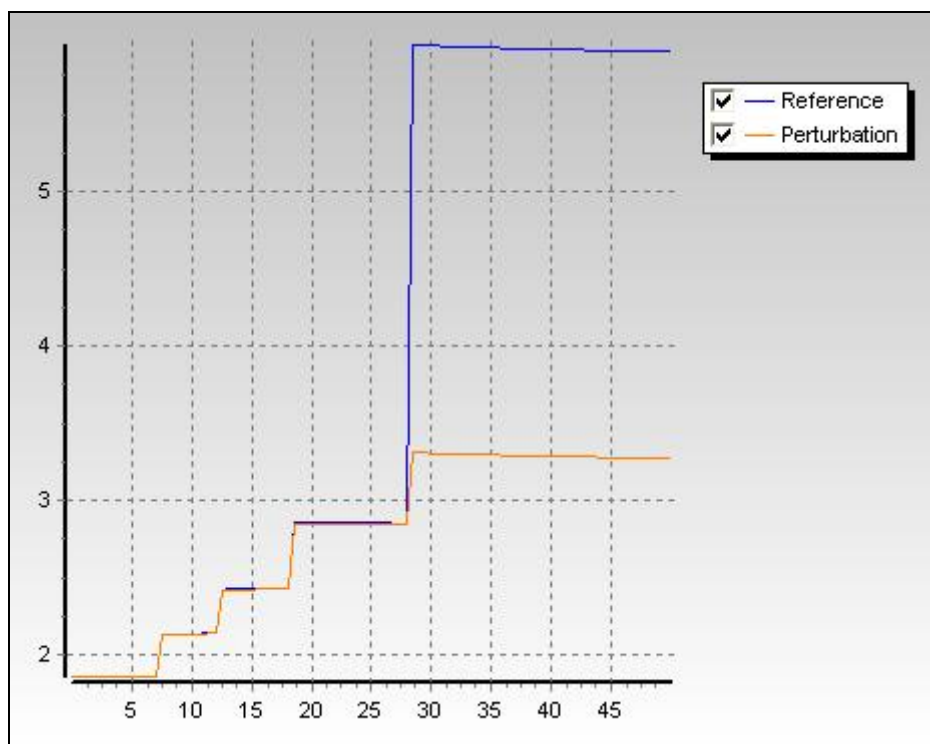
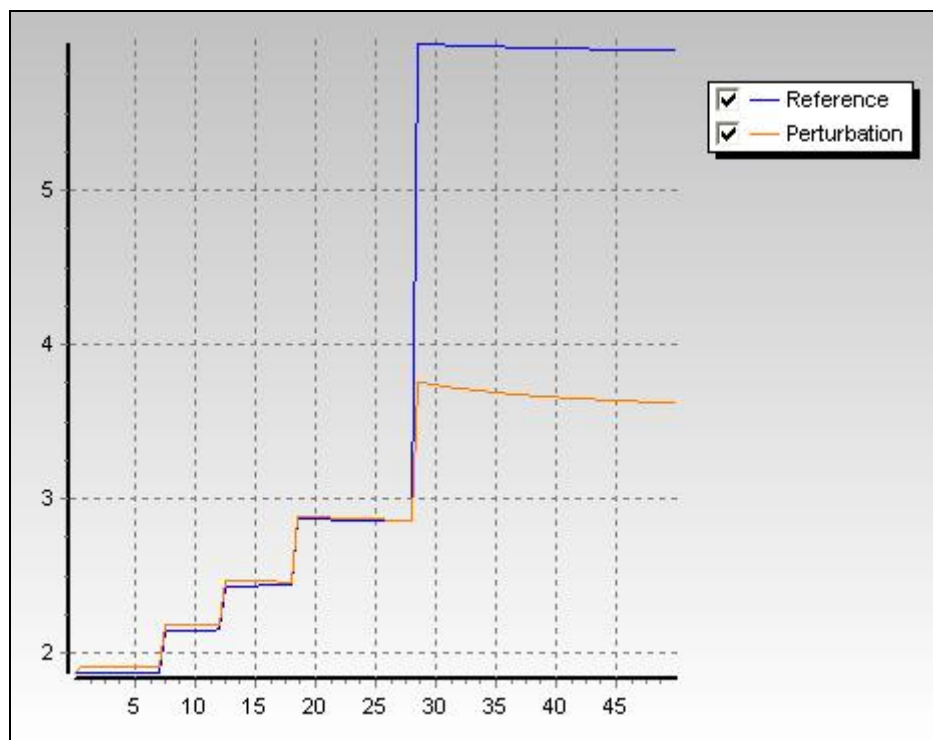
- Debelina mejne plasti med obdajajočo tekočino in biofilmom (δ_{tao}),
- difuzijski koeficient za amonij ($D_i(S_{NH})$),
- koeficient snovnega prenosa kisika (Kla) in
- prirast avtotrofne biomase (Y_A).



Slika 19: Občutljivost spremenljivke $C(S_{NH})$ na spremembo parametra δ_{o}



Slika 20: Občutljivost spremenljivke $C(S_{NH})$ na spremembo parametra $D_i(S_{NH})$

Slika 21: Občutljivost spremenljivke $C(S_{NH})$ na spremembo parametra K_{la} Slika 22: Občutljivost spremenljivke $C(S_{NH})$ na spremembo parametra Y_A

Iz slike 19 je razvidno, da v primeru povečanja debeline mejne plasti med obdajajočo tekočino in biofilmom v notranjost biofilma prehaja manj raztopljenega amonija. Tako velika količina amonija ostaja v obdajajoči tekočini, kjer ni avtotrofnih mikroorganizmov, ki bi omenjeno onesnaženje lahko razgradili. Zato je v samem reaktorju učinek čiščenja slabši, vsebnost amonija pa večja.

Povečanje difuzijskega koeficienta za amonij povzroča večje prehajanje amonija v notranjost biofilma, zato ga je v obdajajoči tekočini manj (slika 20). Zanimivo je, da sprememba omenjenega parametra vpliva na znižanje koncentracije amonija v samem reaktorju predvsem pri manjših obremenitvah.

Slika 21 prikazuje povečanje koeficienta snovnega prenosa kisika. Opazimo lahko, da sprememba obravnavanega parametra vpliva na zmanjšanje koncentracije amonija pri večjih obremenitvah, kar je seveda pričakovano, saj je aktivnost biomase pri večji nasičenosti s kisikom boljša.

Stehiometrijski parameter Y_A predstavlja prirast biomase na enoto porabljenega amonija. Če povečamo njegovo vrednost, sistem kasneje doseže stacionarno stanje (slika 22). Vsakemu povečanju obremenitve sledi padec koncentracije amonija, ki je še posebej izrazit pri večjih obremenitvah. Večji prirast avtotrofne biomase nam pove, da je le-ta sposobna absorbirati več amonija, zato je njegova koncentracija v samem reaktorju manjša. Načeloma vrednosti parametra Y_A (kot tudi vrednosti vseh ostalih stehiometrijskih parametrov) ne spreminjamo, vendar je potrebno opozoriti, da se prednastavljeni vrednosti omenjenega parametra v obeh orodjih precej razlikujeta.

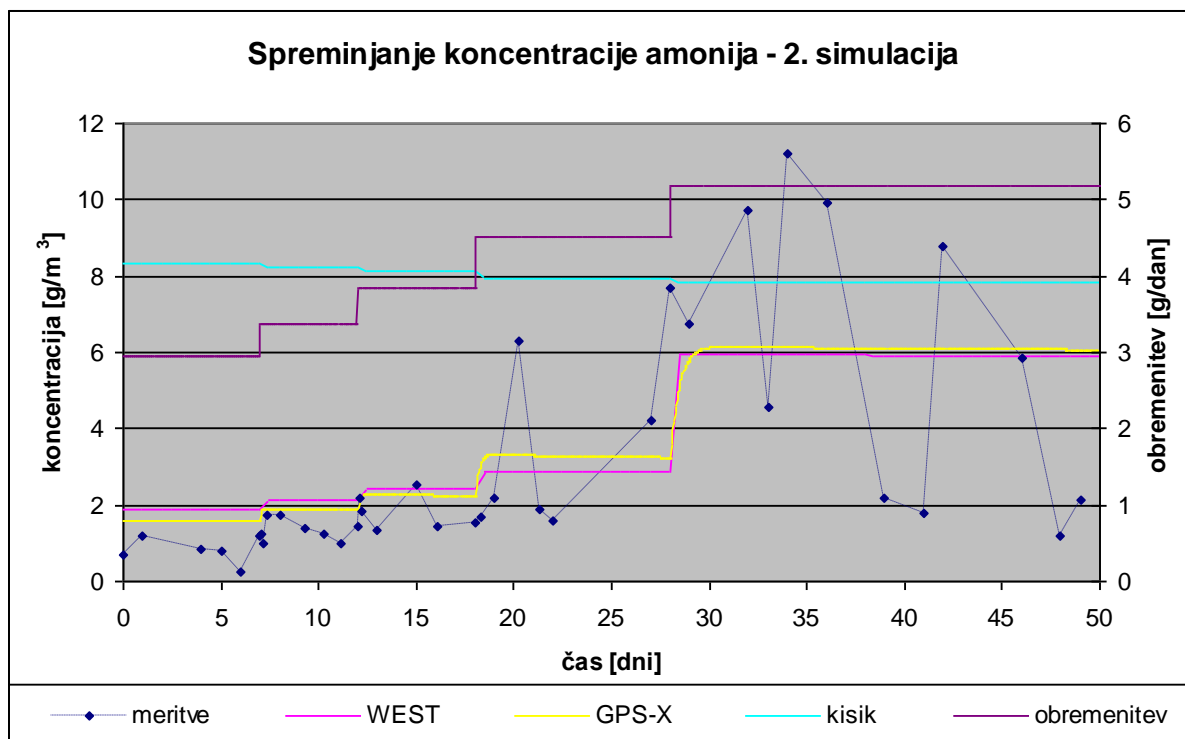
Po opravljeni občutljivostni analizi smo se lotili ročnega umerjanja parametrov. Glede na prvo simulacijo smo spremenili vrednosti šestih parametrov, prikazanih v preglednici 12:

Preglednica 12: Spremenjene vrednosti parametrov

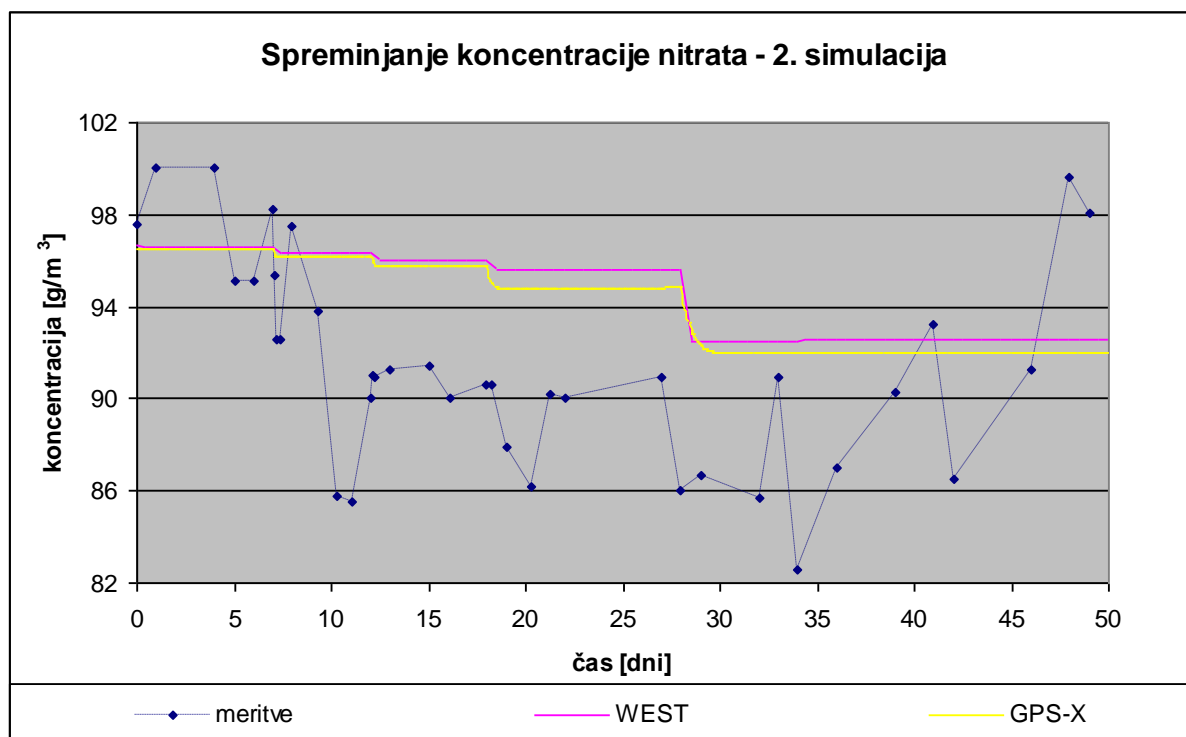
Oznaka	Parameter	Enota	1. simulacija	2. simulacija
$\Delta\sigma$	Debelina mejne plasti med tekočino in biofilmom	m	5 E-05	1,28 E-05
K_{la}	Koeficient snovnega prenosa kisika	1/dan	3400	4000
$D_{i(S_O)}$	Difuzijski koeficient za raztopljeni kisik	cm ² /s	2,5 E-05	2,6 E-05
$D_{i(S_{NH})}$	Difuzijski koeficient za amonij	cm ² /s	2,5 E-05	1,5 E-05
i_{X_B}	Masa dušika proti masi KPK v biomasi	gN/gKPK	0,068	0,033
K_{OA}	Kisikov saturacijski koeficient za avtotrofno biomaso	gO ₂ /m ³	0,2	0,3

Za spremembo vrednosti parametra i_{X_B} smo se odločili na podlagi meritev, ki so bile opravljene na laboratorijski pilotni napravi (glej str. 45).

Z drugo simulacijo se nam je uspelo povsem približati rezultatom modela, izdelanega v programskem okolju GPS-X. Rezultati druge simulacije so prikazani na spodnjih dveh grafih (sliki 23 in 24).



Slika 23: Časovni potek spreminjanja koncentracije amonija (2. simulacija)



Slika 24: Časovni potek spreminjanja koncentracije nitrata (2. simulacija)

Kot je razvidno iz slike 23, vrednosti amonija, merjene na iztoku iz laboratorijske pilotne naprave, močno oscilirajo, še posebej po 30. dnevu. Razlogov za to nismo uspeli ugotoviti. Zato smo se zadovoljili s simulacijo, ki sledi navidezni liniji med oscilirajočimi vrednostmi merjenih podatkov. Ravne linije simulacije so pričakovane, saj gre v našem primeru za kontinuirni (pretočni) reaktor.

Spreminjanje koncentracije nitrata (slika 24) pričakovano sledi spreminjanju koncentracije amonija v samem reaktorju.

7.3 Tretja simulacija

S tretjo simulacijo smo se želeli čim bolj približati podatkom, izmerjenim na laboratorijski pilotni napravi, zato smo morali tudi pogoje v samem modelu čim bolj približati realnemu stanju. V ta namen smo v shemo obravnavanega sistema dodali poseben senzor in kontrolno enoto (slika 25), s pomočjo katerih smo v reaktorju vzdrževali konstantno vrednost

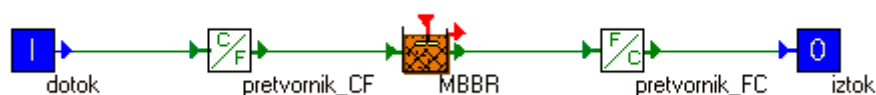
raztopljenega kisika (8 mg/l). Predpostavili smo tudi, da koncentracija biomase v samem reaktorju ni konstantna, ampak se tekom obratovanja rahlo spreminja – bodisi raste ali pada.

Za simulacijo delovanja MBBR reaktorja smo uporabili nekoliko spremenjene prednastavljene vrednosti parametrov, ki jih ponuja orodje WEST (preglednica 13). Podatki, ki so bili spremenjeni, so v preglednici obarvani oranžno.

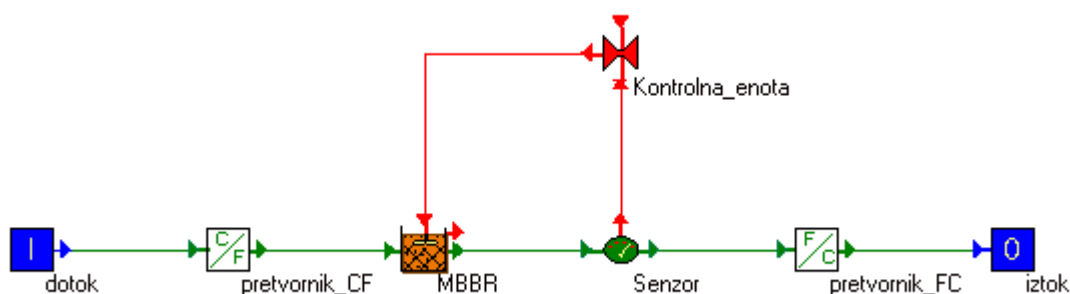
Preglednica 13: Parametri tretje simulacije

Oznaka	Parameter	Enota	Vrednost
<i>deltao</i>	Debelina mejne plasti med obdajajočo tekočino in biofilmom	m	8,5E-05
<i>d_ini</i>	Začetna debelina biofilma	m	1,E-04
<i>d_max</i>	Maksimalna debelina biofilma	m	5,E-04
<i>rho</i>	Gostota biofilma	kg/m ³	10
<i>eta</i>	Poroznost biofilma		1
<i>Kla</i>	Koeficient snovnega prenosa kisika	1/dan	110
<i>D_i(H2O)</i>	Difuzijski koeficient za vodo	cm ² /s	1,E-10
<i>D_i(S_I)</i>	Difuzijski koeficient za topne inertne organske snovi	cm ² /s	1,E-04
<i>D_i(S_S)</i>	Difuzijski koeficient za hitro biorazgradljivi substrat	cm ² /s	2,E-04
<i>D_i(S_O)</i>	Difuzijski koeficient za raztopljeni kisik	cm ² /s	2,E-04
<i>D_i(S_NO)</i>	Difuzijski koeficient za nitrat in nitrit	cm ² /s	1,7E-04
<i>D_i(S_NH)</i>	Difuzijski koeficient za amonij	cm ² /s	1,7E-04
<i>D_i(S_ALK)</i>	Difuzijski koeficient za alkalnost	cm ² /s	2,2E-04
<i>D_i(S_ND)</i>	Difuzijski koeficient za topni biorazgradljivi organski dušik	cm ² /s	1,7E-04
<i>D_x</i>	Difuzijski koeficient za biomaso	cm ² /s	1,E-10
<i>k_At</i>	Koeficient pritrjevanja suspendiranih snovi	1/dan	0,1
<i>k_detach</i>	Faktor sorazmernosti za kontrolo luščenja biomase	1/dan	1
<i>d_detach</i>	Delež biofilma, ki se odluči		0,2
<i>d_off</i>	Debelina biofilma, ki se odluči	m	0,0001
<i>F_TSS_COD</i>	Delež TSS/KPK		0,75
<i>F_BOD_COD</i>	Pretvorbeni faktor BPK ₅ /KPK		0,65
<i>i_X_B</i>	Masa dušika proti masi KPK v biomasi	gN/gKPK	0,095
<i>i_X_P</i>	Masa dušika proti masi KPK v nastalih produktih	gN/gKPK	0,06
<i>Y_H</i>	Prirast heterotrofne biomase	gKPK/gKPK	0,67
<i>f_P</i>	Delež biomase, ki se pretvori v inertni material		0,08
<i>Y_A</i>	Prirast avtotrofne biomase	gN/gKPK	0,24
<i>mu_H</i>	Maksimalna specifična hitrost rasti heterotrofne biomase	1/dan	6
<i>K_S</i>	Saturacijski koeficient za hitro biorazgradljivi substrat	gKPK/m ³	20
<i>K_OH</i>	Kisikov saturacijski koeficient za heterotrofno biomaso	gO ₂ /m ³	0,2
<i>n_g</i>	Korekcijski faktor za anoksično rast heterotrofne biomase		0,8

Oznaka	Parameter	Enota	Vrednost
K_{NO}	Saturacijski koeficient za nitrat	gN/m^3	0,5
K_{NH-H}	Saturacijski koeficient za amonij (heterotrofi)	gN/m^3	0,05
b_H	Hitrost odmiranja heterotrofne biomase	1/dan	0,62
μ_A	Maksimalna specifična hitrost rasti avtotrofne biomase	1/dan	0,8
K_{NH}	Saturacijski koeficient za amonij (avtotrofi)	gN/m^3	1
K_{OA}	Kisikov saturacijski koeficient za avtotrofno biomaso	gO_2/m^3	3
b_A	Hitrost odmiranja avtotrofne biomase	1/dan	0,15
k_h	Maksimalna specifična hitrost hidrolize	1/dan	3
K_X	Saturacijski koeficient za lahko (hitro) biorazgradljiv substrat	$gKPK/gKPK$	0,03
n_h	Korekcijski faktor za anoksično hidrolizo		0,4
k_a	Maksimalna specifična hitrost amonifikacije	$m^3/gKPK\cdot dan$	0,08
θ_{μ_H}	Temperaturni koeficient za μ_H		1,072
θ_{b_H}	Temperaturni koeficient za b_H		1,12
θ_{μ_A}	Temperaturni koeficient za μ_A		1,103
θ_{b_A}	Temperaturni koeficient za b_A		1,116
θ_{k_h}	Temperaturni koeficient za k_h		1,116
θ_{k_a}	Temperaturni koeficient za k_a		1,072
θ_{K_X}	Temperaturni koeficient za K_X		1,116



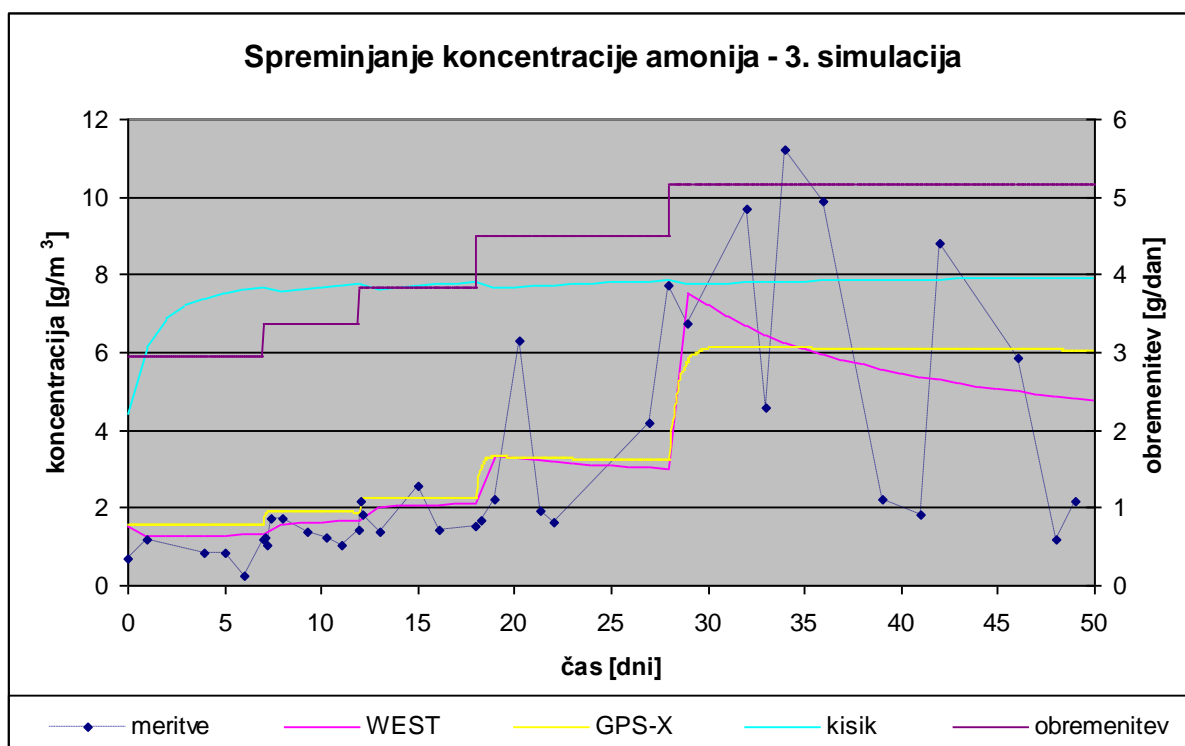
Shema, uporabljena v prvi in drugi simulaciji



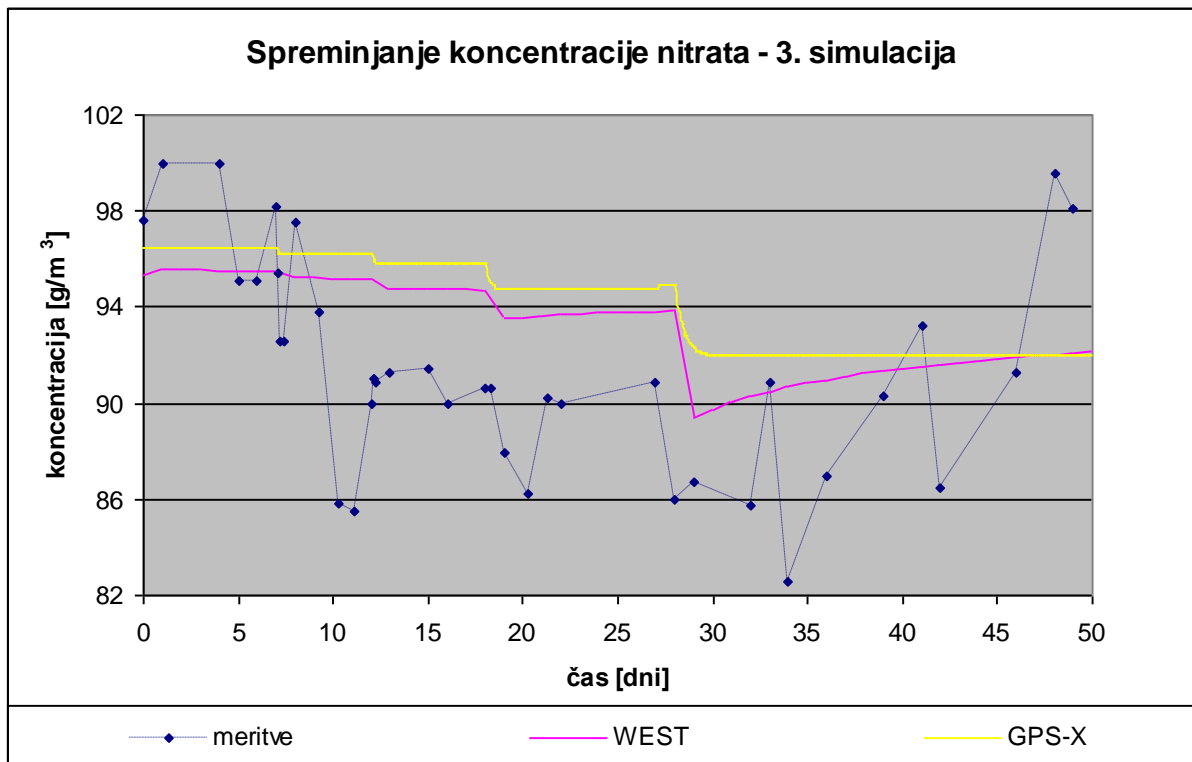
Slika 25: Sprememba sheme laboratorijske pilotne naprave, uporabljena v tretji simulaciji

Sliki 26 in 27 predstavljata rezultate tretje simulacije. Če jih primerjamo z rezultati predhodnih simulacij, takoj opazimo, da koncentracija amonija med posameznimi povečanji obremenitve ni konstantna, ampak pada, še posebej izrazito v zadnjem obdobju (med 28. in 50. dnevom). Razloge za to gre iskati v parametru Y_A , ki je bil tokrat dvakrat večji kot pri obeh

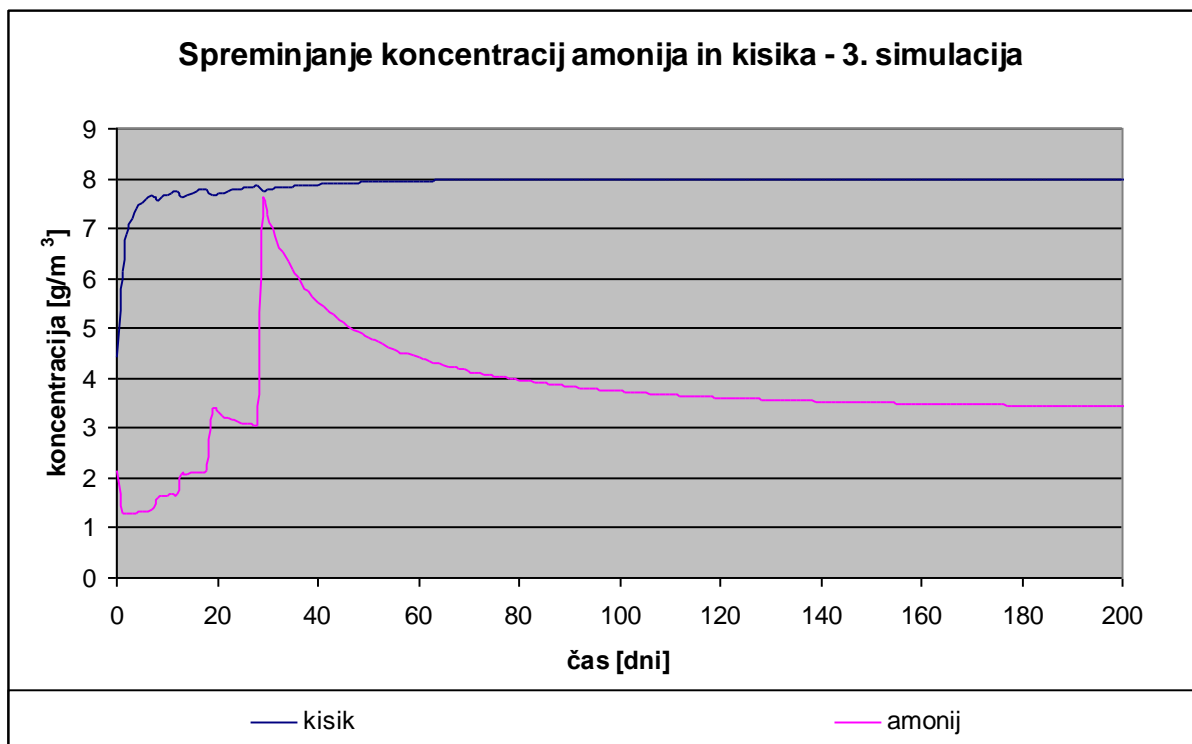
prejšnjih simulacijah (0,24 namesto 0,12 gN/gKPK). Ker so v tem primeru avtotrofni mikroorganizmi sposobni porabiti več amonija, koncentracija le-tega v reaktorju pada, stacionarno stanje sistema pa je doseženo kasneje, kot bi bilo sicer (po cca. 200-ih dneh; glej sliko 28). Na sliki 29 je prikazano še spreminjanje koncentracije avtotrofne biomase znotraj biofilma. Opazimo lahko, da biomasa po zadnji obremenitvi nekoliko naraste, po prenehanju obremenitve pa zopet pada in se približuje stacionarni vrednosti.



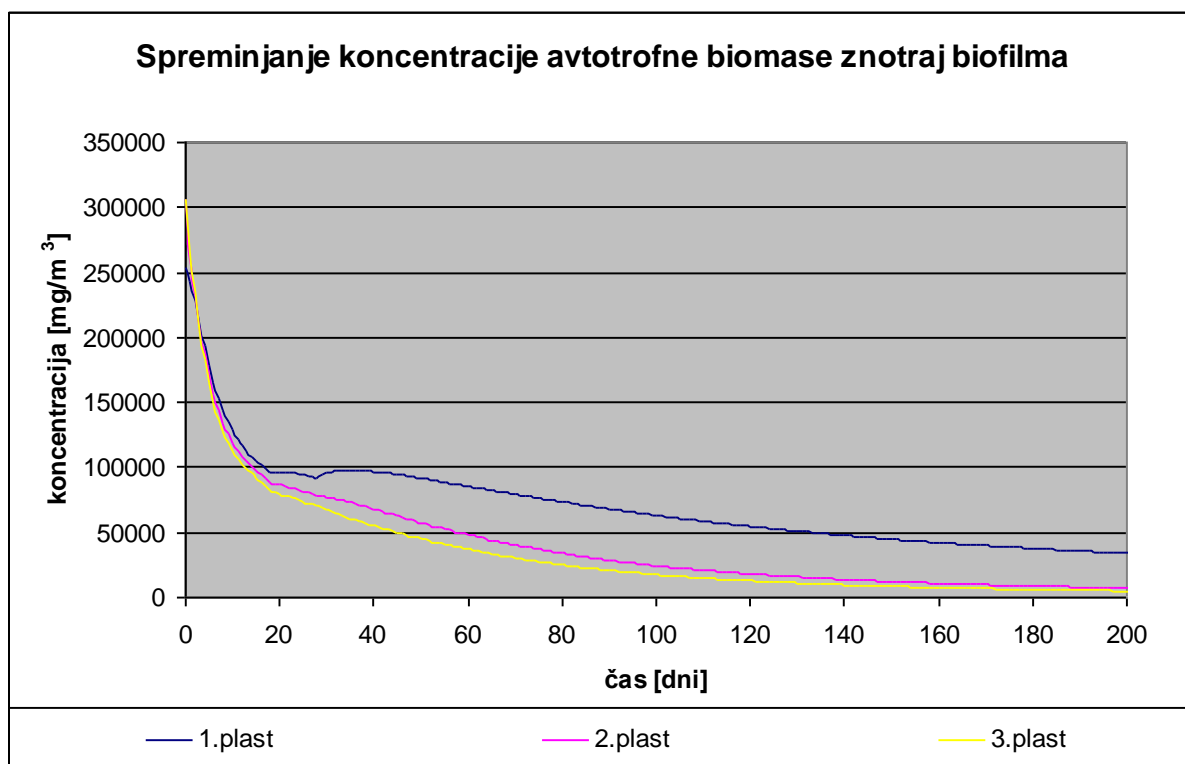
Slika 26: Časovni potek spreminjanja koncentracije amonija (3. simulacija)



Slika 27: Časovni potek spreminjanja koncentracije nitrata (3. simulacija)



Slika 28: Potek tretje simulacije do vzpostavitve stacionarnega stanja



Slika 29: Spreminjanje koncentracije avtotrofne biomase znotraj biofilma

8 ZAKLJUČEK

Cilj diplomske naloge je bil testirati delovanje simulacijskih orodij WEST in GPS-X na primeru MBBR reaktorja. V ta namen smo uporabili podatke, pridobljene s strani CČN Domžale-Kamnik, kjer je v obdobju med oktobrom 2005 in majem 2006 obratovala laboratorijska pilotna naprava, sestavljena iz MBBR reaktorja z volumnom 7,3 l. 37 % prostornine reaktorja je bilo zapolnjene z nosilci biomase tipa K1 (proizvajalec AnoxKaldnes). Pilotni poskus je bil zasnovan tako, da je v reaktorju potekal le proces nitrifikacije oz. rasti avtotrofne biomase. Meritve na vtoku v reaktor so bile uporabljene za določitev koncentracije parametrov dotoka, ki v matematičnem modelu nastopajo kot spremenljivke stanja, meritve na iztoku iz naprave pa za primerjavo ujemanja meritev s simulacijo oz. rezultati matematičnega modela.

Primerjava modelov, vgrajenih v orodji WEST in GPS-X, kaže na nekatere konceptualne razlike (predvsem v modelu biofilma), kar se je pokazalo tudi v rezultatih opravljenih simulacij. Prva simulacija z orodjem WEST je bila namenjena iskanju tovrstnih (konceptualnih) razlik. Pri omenjeni simulaciji smo uporabili vrednosti parametrov, enake tistim, uporabljenim v orodju GPS-X. Ugotovili smo, da WEST napoveduje višje iztočne vrednosti amonija, kot GPS-X (slika 17). Ker nas je zanimalo, katere parametre moramo spremeniti, da se bomo čim bolj približali simulaciji, izvedeni z orodjem GPS-X, smo v programskem okolju WEST opravili občutljivostno analizo. Zanimala nas je občutljivost spremenljivke $C(S_{NH})$ na spremembo 24 izbranih parametrov. Ugotovili smo, da na koncentracijo amonija v samem reaktorju najbolj vpliva debelina mejne plasti med obdajajočo tekočino in biofilmom. S pomočjo rezultatov občutljivostne analize smo nato umerili parametre modela in kot rezultat dobili precej boljšo (drugo) simulacijo, ki se je praktično ujemala z rezultati programa GPS-X. S tretjo simulacijo pa smo želeli preveriti, kakšne rezultate dobimo, če uporabimo prednastavljene vrednosti parametrov, ki jih ponuja orodje WEST. Z umerjanjem parametrov smo se želeli čim bolj približati rezultatom opravljenih meritev. Kot rezultat smo dobili simulacijo, pri kateri je koncentracija amonija v MBBR reaktorju po povečanju obremenitve začela padati in je kasneje dosegla stacionarno stanje.

Razloge za to gre iskati v povečanju parametra Y_A , ki predpostavlja, da je avtotrofna biomasa sposobna absorbirati več amonija.

Med rokovanjem s simulacijskimi orodji WEST in GPS-X smo opazili naslednje:

- Numerična metoda, uporabljena v orodju GPS-X, je veliko bolj stabilna v primerjavi z metodo, ki jo za reševanje togih sistemov ponuja WEST. Izkazalo se je, da je WEST izredno občutljiv na izbrane začetne vrednosti procesnih spremenljivk modela.
- Za simulacijo delovanja obravnavane pilotne naprave je WEST porabil veliko več časa (2,36 min) kot GPS-X (le 32,8 s).
- Glede na to, da razlike med modeloma ASM1_temp in Mantis, ki opisujeta biokemijske procese v obravnavanem sistemu, niso takšne narave, da bi vplivale na potek simulacij, na rezultate očitno vplivajo razlike v modelih biofilma. Na to kažejo tudi različni parametri, ki jih vsebujeta obe orodji in ki opisujejo tako procese prehajanja snovi med obdajajočo tekočino in biofilmom kot tudi znotraj samega biofilma.
- Vnos podatkov v GPS-X je veliko bolj pregleden, ker so parametri razvrščeni v več podskupin, med tem ko WEST uporablja eno samo nepregledno tabelo.
- Dodatna prednost orodja GPS-X je tudi v tem, da lahko med samo simulacijo spremljamo spreminjanje vrednosti obravnavanih spremenljivk, med tem ko v WEST-u to znatno upočasnjuje simulacijo.
- GPS-X ponuja več dokumentacije, ki olajša delo s programom.
- Glavna prednost orodja WEST je v odprti strukturi programa, ki jo lahko poljubno spreminjamo, v kolikor poznamo strukturo MSL zapisa.

Sicer pa sta si orodji WEST in GPS-X precej podobni. Obe ponujata uporabniku prijazen grafični vmesnik, s katerim lahko enostavno sestavimo shemo obravnavanega sistema. Tudi rezultati simulacij so primerljivi, v kolikor spremenimo določene prednastavljene vrednosti parametrov.

Cilj nadaljnjih raziskav bo usmerjen v iskanje vzrokov za oscilacijo merjenih vrednosti na iztoku iz laboratorijske pilotne naprave. V kolikor bo možno, bomo poskus ponovili z bolj pogostimi meritvami. Posebno pozornost bomo namenili meritvam spreminjanja

koncentracije in sestave biomase v samem biofilmu.

SEZNAM LITERATURE

AnoxKaldnes. 2006. MBBR™ Biofilm Technology.

<http://www.anoxkaldnes.com/> (20.8.2008).

Atanasova, N. 2002. Modeliranje čistilne naprave z aktivnim blatom za komunalne odpadne vode glede na količino in kakovost vhodnih podatkov. Magistrska naloga. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo: 59 f.

Brentwood industries, Inc. 2005. Trickling Filter Systems Design & Application.

<http://www.brentwood-ind.com/> (12.8.2008).

Bunc, S. 1988. Slovar tujk. Maribor, Založba Obzorja Maribor: 471 str.

Burica, O. 2004. Optimizacija bioprocasa čiščenja odpadne vode z imobilizirano biokulturo. Doktorska disertacija. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Interdisciplinarni podiplomski študij biotehnologije: 140 f.

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.

Harremoes, P. 1978. Biofilm kinetics. Water Pollution Microbiology 2: 71-109.

Hemmis. 2006. WEST – Models guide, WEST Version 3.7.5. Kortrijk, Hemmis: 302 str.

Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., Arvin, E. 2002. Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes, Third edition. Berlin, Heidelberg, New York, Springer - Verlag: 430 str.

Hydromantis, Inc. 2006. GPS-X – Technical reference, GPS-X Version 5.0. Ontario, Hydromantis, Inc: 309 str.

Imhoff, K. 1993. Taschenbuch der Stadtentwässerung, 28. verbesserte Auflage. München, Wien, R. Oldenburg Verlag: 442 str.

Levstek, M., Burica, O., Stražar, M., Hvala, N. 2003. A study of the MBBR nitrogen removal process. V: Selected Proceedings of the 9th IWA Specialised Conference Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants. Prague, 1. – 4. september 2003. London, IWA: str. 221-224.

Levstek, M., Plazl, I. 2008. Influence of carrier type on nitrification in the moving-bed biofilm process. Water Science and Technology. Submitted.

Mehrotra, A.S., Sedran, M.A., Pincince, A.B. 2005. Comparison of Calculations Using Simulation Packages. V: WEFTEC 05 Preconference Workshop: 210 Guidelines for Use of Activated Sludge Models in Practice. Washington, 30. oktober 2005. Cambridge, CDM: str. 2-25.

Mikoš, M., Krajnc, A., Matičič, B., Müller, J., Rakovec, J., Roš, M., Brilly, M. 2003. Hidrološko izrazje = Terminology in hydrology. Acta hydrotechnica 20, 32.
<http://ksh.fgg.uni-lj.si/ksh/acta/> (1.8.2008)

Nordcap. 2004. Membrane technologies.
<http://www.nordcap.se/> (12.8.2008).

Slovar slovenskega knjižnega jezika. 2005. Ljubljana, DZS: 1714 str.

Spengel, D.B., Dzombak, D.A. 1992. Biokinetic modeling and scale up considerations for rotating biological contactors. Water Environment Research. 64, 3: 223-235.

Škerjanec, M. 2008. Dinamično modeliranje delovanja biološke čistilne naprave z orodjem WEST. Seminarska naloga. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo, Študij vodarstva in komunalnega inženirstva: 68 f.

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

Veliki splošni leksikon. Priročna izdaja v dvajsetih knjigah. Prva knjiga. 2006. Ljubljana, DZS: 246 str.

Wheaton, F. 1991. Biological filtration: Design and operation. V: Second Annual Workshop on Commercial Aquaculture Using Water Recirculating Systems. West Lafayette, 15. – 16. november 1991. Ocean Springs, AquaNIC: str. 13-25.