

Primjena i modeliranje sustava s biofilmom u obradi otpadnih voda

T. Štefanac,* D. Grgas, B. Marjanović i T. Landeka Dragičević

Ovo djelo je dano na korištenje pod
Creative Commons Attribution 4.0
International License



Prehrambeno-biotehnološki fakultet, Sveučilište u Zagrebu, Pierottijeva 6, 10 000 Zagreb

Abstract

Uporaba mikroorganizama u obliku biofilma sve je češći način biološke obrade jer reaktori s biofilmom na nosačima daju zadovoljavajuće rezultate obrade otpadnih voda različitog podrijetla te se intenzivno istražuju i unaprjeđuju. Dizajn uređaja za obradu otpadnih voda, unaprjeđenje postojećih reaktora i njihove učinkovitosti te rješavanje problematičnih točaka pri obradi otpadnih voda olakšano je matematičkim modeliranjem pomoću dostupnih modela, ovisno o njegovoj svrsi. Modeliranje u praksi zahtijeva promišljanje i prilagodbu modelu i njegovim pretpostavkama te postaje nezamjenjiv dio modernih istraživanja i izgradnje sustava za obradu otpadne vode.

Keywords

Biofilm, reaktori s biofilmom, modeliranje reaktora, otpadna voda, obrada otpadne vode

1. Uvod

Prema podacima Svjetske zdravstvene organizacije procjenjuje se da godišnje umre 829 000 ljudi zbog bolesti povezanih s neadekvatnom čistoćom vode.¹ Globalni problem predstavlja nedostatak pitke vode uzrokovan klimatskim promjenama, industrijalizacijom i povećanjem populacije. U otpadne vode svrstavaju se vode kućanstva, industrije i oborinske vode.² Prednosti obrade otpadnih voda su, među ostalim, osiguravanje i održavanje zaštite ljudskog zdravlja te sprječavanje ekoloških katastrofa poput eutrofikacije.^{3–5} Procesi obrade otpadnih voda su fizikalni, kemijski i biološki. Fizikalni i kemijski procesi često su skupi i nedovoljno učinkoviti procesi obrade otpadnih voda.^{6–10}

Uporaba mikroorganizama u svrhu obrade otpadne vode, u aerobnim ili anaerobnim uvjetima, biološki je proces, a postupak s aktivnim muljem jedan je od najčešće primjenjivanih.^{11,12} Mješovita mikroba kultura ima cilj uklanjanje ugljika, dušika i fosfora iz otpadnih voda do granice koja zadovoljava zakonske uvjete za ispuštanje vode u površinske vode ili sustav javne odvodnje.¹³ Za pravilan dizajn uređaja s biološkom obradom potrebno je poznavati zakonitosti mikrobnog rasta mikroorganizama. Uklanjanje hranjivih tvari iz otpadne vode temelji se na mikrobnj konverziji složenih spojeva u jednostavnije koji se lako uklanjaju.¹⁴ Mikroorganizmi koji sudjeluju u konverziji nalaze se u obliku flokula, granula ili biofilma.^{15–17} Održavanje aktivnosti mikroorganizama i njihov željeni oblik u procesu razgradnje štetnih sastojaka zahtijeva prilagodbu i kontrolu procesnih parametara.

Sustavi za obradu otpadne vode s biofilmom posljednjih se godina intenzivno istražuju, razvijaju i unaprjeđuju zbog male potrebe za prostorom, stabilnije izvedbe, niske proizvodnje mulja, pouzdanosti, robusnosti, jednostavnosti

primjene, kraćeg hidrauličkog vremena zadržavanja, veće koncentracije aktivne biomase, sposobnosti razgradnje teških spojeva te otpornosti na toksine i promjene okolišnih uvjeta.^{18,19} Pri unaprjeđenju postojećeg ili izgradnji novoga uređaja modeliranje omogućava preciznost, uštedu novca i vremena.

2. Sustavi s biofilmom u obradi otpadnih voda i njihovo modeliranje

Biofilm se definira kao zajednica mikroorganizama, ireverzibilno vezanih na čvrstu površinu, uklopljenih u matricu izvanstaničnih polimernih tvari koje proizvode same stanice te izmijenjenog fenotipa u odnosu na brzinu rasta i transkripciju gena.²⁰ Bakterije uklopljene u biofilm bitno se razlikuju od bakterija u suspenziji.^{21–24} U cijelom volumenu biofilma bakterijske kolonije čine samo 2 – 5 % udjela, dok ostatak tvori matricu koja ima važnu ulogu u zaštiti bakterija od vanjskih čimbenika (osmotski stres, promjene pH vrijednosti, promjene koncentracije kisika, antibiotici i dr.).^{21,25} Pojam aktivnost biofilma predstavlja brzinu konverzije supstrata po mikroorganizmu biofilma i satu, pri uvjetima u kojima nema limitacije prijenosa supstrata u biofilm, a najčešće se prenosi difuzijom i može se procijeniti iz bilance mase nutrijenta koji je limitirajući za rast.^{26,27} Formiranje biofilma moguće je na različitim tipovima površina i u trenutku kad stanice bakterija dođu dovoljno blizu površine, djelovanjem Brownova gibanja, Van der Waalsovih sila ili elektrostatskih sila stvaraju kontakt s njom te se zatim ireverzibilno vežu na nju. Dolazi do formiranja matrice i razmnožavanja stanica te stvaranja mikro-kolonije iz koje se razvija trodimenzionalni biofilm. Stanice biofilma odvajaju se pasivnim načinom (promjenama u dostupnosti nutrijenta, erozijom) ili mehanizmima za koje su odgovorne same stanice biofilma.^{28,29} Formiranje biofilma rezultat je adhezije novih bakterijskih stanica i rasta već povezanih stanica, a potencijal rasta biofilma ovisan je o koncentraciji nutrijenta u neposrednoj okolini i njihovoj

* Autor za dopisivanje: Tea Štefanac, mag. ing. biotechn.
E-pošta: tstefanac@pbf.hr

dostupnosti bakterijama. U povoljnim okolnostima biofilm se može razviti u zrelu strukturu već za 24 h iako je ponekad potrebno i nekoliko dana.^{30,31}

Matematičko modeliranje ima važnu ulogu u ostvarenju principa kružnog gospodarstva u sektoru obrade otpadnih voda, da bi se ostvarila integracija održivih procesa u budućim sustavima za oporabu vodnih resursa.³² Primjena matematičkih modela kao korisnih alata za istraživanje, razvoj, dizajn i optimizaciju različitih procesa u obradi otpadnih voda potaknuta je okolišnim, socijalnim i ekonomskim čimbenicima. Matematički model definira se kao svrhovito predstavljanje ili opis sustava od interesa, koji nikad u potpunosti točno ne reflektira stvarno stanje.³³ Predstavlja pojednostavljenje sustava i pomoću precizno prilagođenih parametara opisuje onaj dio procesa koji je odabran kao relevantan.³⁴ Procesi se nalaze u više stanja, a dinamičko stanje je ono stanje pri kojem dolazi do promjena unutar sustava u vremenu i njega modeli najčešće opisuju. Jednadžbe ravnoteže opisuju promjene koncentracije u reaktoru kroz vrijeme kao rezultat kemijskih i bioloških konverzija i transportnih procesa i temelj su svakog modela, a njihovom je primjenom omogućeno izračunavanje nepoznatih stehiometrijskih koeficijenata.³⁵ Matematički modeli dijele se na (i) nestrukturirane koji zahtijevaju poznavanje procesa, a zasnivaju se na bilancama mase i jednadžbama koje opisuju brzinu rasta mikroorganizama, potrošnju supstrata i formiranje produkta i (ii) empirijske koji ne zahtijevaju poznavanje procesa pa se smatraju jednostavnijima i manje pouzdanima.^{36,37} Modeliranje zahtijeva kvantifikaciju kriterija poput kvalitete efluenta ili produkcije mulja, čime se pojednostavljuje usporedba procesa i učinkovitosti ili unaprjeđenje postojećeg uređaja, a moguće je predviđanje scenarija poput naglog povećanja dotoka vode ili njezina opterećenja te pravodobno reagiranje i sprječavanje eventualne negativne posljedice na rad uređaja odnosno kakvoću obrađene vode.³⁸

3. Reaktori s biofilmom

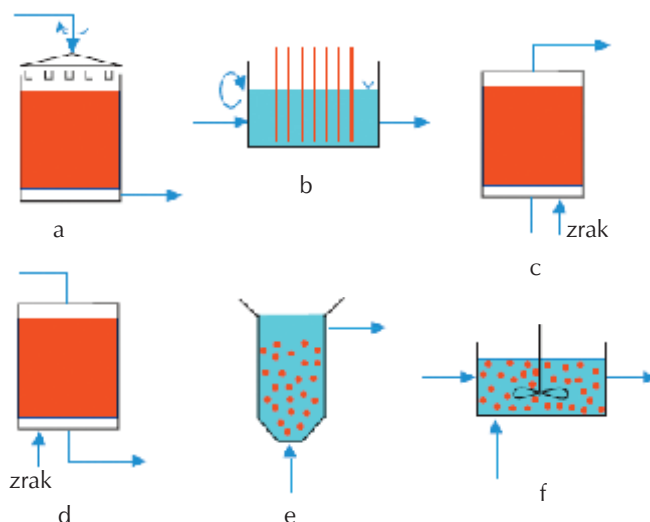
Za učinkovit biološki sustav obrade otpadne vode potrebna je akumulacija aktivnih mikroorganizama u bioreaktoru i njihovo odvajanje od pročišćene vode. Pristupi za procjenu učinkovitosti reaktora s biofilmom uključuju predviđanje fluksa supstrata kroz biofilm, koji služi za procjenu cjelokupnog učinka reaktora, potrebne površine biofilma, potrebne koncentracije otopljenog kisika i vanjskog donora elektrona.^{27,39-41} Dva procesa su karakteristična za sve reaktore s biofilmom i utječu na strukturu i funkciju biofilma – prijenos mase i biokemijska pretvorba, a reaktori s biofilmom sadrže pet osnovnih odjeljaka zajedničkih svakom reaktoru koji služe za optimizaciju navedena dva procesa – sustav pritoka otpadne vode, sustav za zadržavanje, nosač biofilma, sustav odvodnje otpadne vode i sustav aeracije ili miješanja.²⁷ Procesi konverzije u reaktorima s biofilmom ograničeni su prijenosom mase, što utječe na njihov dizajn, rad i sastav mikroorganizama unutar biofilma. Biofilm u procesu pročišćavanja otpadne vode može biti vezan na stacionarne ili pokretne nosače, tradicionalne ili novije, načinjene od inertnog materijala, hrapave i porozne strukture da bi specifična površina za prihvaćanje biofilma, a time i koncentracija biomase, bila što veća.⁴²⁻⁴⁶

U površinskom sloju biofilma mikroorganizmi su izloženi otpadnoj vodi i njezinim sastojcima te su pod većim utjecajem vanjskih promjena, a zastupljeniji su oni kojima je potreban kisik za razgradnju supstrata. Dublje slojeve čine mikroorganizmi kojima kisik nije potreban ili oni koji razgrađuju produkte razgradnje vanjskih mikroorganizama te su zaštićeniji od promjena okolišnih uvjeta.⁴⁷⁻⁴⁹

Separacijom organizama po slojevima biofilma u ovisnosti o njihovim funkcijama u obradi otpadnih voda i potrebama za kisikom ili nutrijentima omogućen je neometan rast osjetljivih organizama s manjom brzinom rasta.^{48,50-52}

Reaktori s biofilmom dijele se u tri kategorije:²⁷

- (i) neuronjeni ili djelomično uronjeni reaktori – biološki prokapnik (engl. *Trickling Filters*; slika 1a) i rotirajući biološki kontaktor (rotirajući biodisk, engl. *Rotating Biological Contactor*; slika 1b);
- (ii) submerzni reaktori – reaktor s gornjim pritokom supstrata (engl. *up-flow reactor*; slika 1c) i reaktor s donjim pritokom supstrata (engl. *down-flow reactor*; slika 1d);
- (iii) fluidizirani reaktori s biofilmom (engl. *Fluidized Bed Biofilm Reactors*, FBBR; slika 1e) i reaktori s biofilmom i pokretnom podlogom (engl. *Moving-bed Biofilm Reactors*, MBBR; slika 1f).



Slika 1 – Vrste reaktora s biofilmom:²⁷ a) biološki prokapnik, b) rotirajući biološki kontaktor, c) reaktor s gornjim pritokom supstrata, d) reaktor s donjim pritokom supstrata, e) fluidizirani reaktor s biofilmom i f) reaktor s biofilmom i pokretnom podlogom

Fig. 1 – Types of biofilm reactors:²⁷ a) trickling filters, b) rotating biological contactor, c) up-flow reactor, d) down-flow reactor, e) fluidized bed biofilm reactor, and f) moving-bed biofilm reactor

3.1. Biološki prokapnik

Biološki prokapnik ili prokapni filter (biofilter) konvencionalni je reaktor s biofilmom sa stacionarnim nosačima velike specifične površine na kojima se formira mikrobni

biofilm. Veća specifična površina i šupljine u prostoru sintetičkih nosača (poroznost) omogućavaju veće hidrauličko opterećenje, poboljšani prijenos kisika i bolju kontrolu debljine biofilma. Struktura nosača osigurava strujanje zraka i tekućine, tj. osigurava dobavu kisika i hranjivih tvari do stanica mikroorganizma.^{27,40,53} Preko nosača jednolično se propušta otpadna voda koja se obrađuje, a pročišćena voda se skuplja na dnu bioreaktora. Učinak četiri različite materijala nosača – gume, plastike, polistirena i kame-na, sa specifičnom površinom od 218,4 do 259,0 m² m⁻³, pri dva raspona temperature (278,15 – 288,15 K i 298,15 – 308,15 K) istražen je sa svrhom poboljšanja učinkovitosti obrade komunalne otpadne vode u biološkom prokapsniku laboratorijskog mjerila. Početne vrijednosti BPK-a i KPK-a otpadne vode u pokusima pri 278,15 – 288,15 K iznosile su 333 – 548 mg dm⁻³ i 468 – 653 mg dm⁻³, i u pokusima pri 298,15 – 308,15 K BPK 168 – 918 mg dm⁻³ i KPK 360 – 1351 mg dm⁻³. Ovisno o mediju, pri odabranoj temperaturi 298,15 – 308,15 K uklanjanje BPK-a iznosi 91,4 – 94,8 % i KPK-a 81,9 – 93,4 %, dok pri 278,15 – 288,15 K uklanjanje BPK-a iznosi 81,6 – 95,7 % i KPK-a 89,2 – 95,9 %, nakon 48 h rada reaktora.⁵⁴ Zhang i sur.⁴⁸ istražili su tri vrste nosača biofilma (spužva, zeolit i ekspanzirana glina) i sastav biofilma u biološkom prokapsniku za obradu komunalne opadne vode laboratorijskog mjerila. Specifična površina nosača iznosila je 20 000, 300 i 700 m² m⁻³ za spužvu, zeolit i ekspanziranu glinu, a otpadna voda imala je početnu vrijednost KPK-a 129,1 mg dm⁻³, NH₄-N 26,5 mg dm⁻³ i TN-a (ukupni dušik) 39,0 mg dm⁻³ te je bila efluent anaerobnog membranskog bioreaktora. Najbolje uklanjanje KPK-a (48,2 mg dm⁻³ u efluentu) i NH₄-N (4,0 mg dm⁻³ u efluentu) postignuto je sa spužvom kao materijalom, dok je najlošije uklanjanje KPK-a bilo sa zeolitom (69,5 mg dm⁻³ u efluentu), a NH₄-N s ekspanziranom glinom (9,6 mg dm⁻³ u efluentu). Veća količina biomase zabilježena na spužvi kao nosaču u odnosu na ekspanziranu glinu i zeolit u izravnoj je vezi s raspoloživom specifičnom površinom nosača.

3.2. Rotirajući biodisk

Rotirajući biodisk ili rotirajući biološki kontaktor primjer je reaktora s pokretnim nosačima. Osovina s diskovima i formiranim biofilmom okreće se brzinom 1 – 2 o min⁻¹ i pri tome se osigurava kontakt između otpadne vode i biofilma u trenutku kad je disk uronjen u vodu i kisika iz zraka i biofilma u trenutku kad je disk izvan vode.^{27,55,56} Diskovi sadrže radijalne i kružne utore i osiguravaju veliku specifičnu površinu i učinkovitost procesa. Rast biofilma kontroliran je turbulencijom koja se osigurava brzinom rotacije osovine.^{27,57} Rotirajući biodisk primijenjen je za obradu otpadne vode iz proizvodnje antibiotika koja je pomiješana ili s kanalizacijom tvornice antibiotika ili s prirodnom vodom iz potoka i otpadnom vodom od pranja riže. Uklonjeno je 45 % KPK-a, 40 % NH₄-N i 85 % BPK-a. Uklanjanje je pod utjecajem sastava otpadne vode, početnog opterećenja, temperature procesa i vremena aklimatizacije biofilma.⁴⁹ Sintetska otpadna voda s glukozom i acetatom kao izvorom ugljika i početnom koncentracijom KPK-a od 1000 mg dm⁻³ i NH₄-N 112 mg dm⁻³ obrađena je rotirajućim biodiskom s četiri stupnja. Sastav biofilma (ponajprije prisutnost heterotrofne bakterije *Paracoccus pantotrophus*)

omogućio je istodobno uklanjanje 91,88 ± 2,16 % KPK-a i 84,77 ± 15,23 % NH₄-N i 74,58 ± 12,65 % TN-a, nakon sve četiri faze procesa.⁵⁷

3.3. Submerzni sustavi s biofilmom

Submerzni sustavi s biofilmom su sustavi sa stacionarnim ili raspršenim nosačima uronjenim u otpadnu vodu u kojima se otpadna voda dovodi s gornje ili donje strane reaktora ("up-flow" i "down-flow" sustavi), a kisik se unosi s donje strane reaktora i u obliku mjehurića zraka putuje cijelom dužinom bioreaktora prema vrhu.⁵⁸⁻⁶⁰ Kod takvih sustava pozornost se mora obratiti na filtarski medij i sprječavanje prevelikog rasta biofilma, čime dolazi do čepjenja, a rješenje tog problema je čišćenje nosača upuhivanjem zraka i vode u sustav nakon određenog razdoblja rada reaktora ili nakon što debljina biofilma dosegne kritičnu vrijednost.⁶⁰⁻⁶³ U obradi otpadne vode tekstilne industrije prosječne vrijednosti KPK-a 920 mg dm⁻³, BPK-a 390 mg dm⁻³, ukupnog dušika 115 mg dm⁻³ i suspendiranih čestica 760 mg dm⁻³ primijenjen je "down-flow" sustav sa zeolitom i pijeskom kao medijem. Koncentracija otopljenog kisika bila je iznad 3 mg dm⁻³, temperatura između 285,15 – 288,15 K, a pH vrijednost 7,0. Postignuto je uklanjanje KPK-a od 88 % i 75 % i 97 % suspendiranih čestica u oba slučaja.⁶³ Osorio i sur.⁶² istražili su obradu otpadne vode industrije citrusa u biološkom aerobnom filtru poluindustrijskog mjerila s ekspanziranom glinom kao nosačem. Upotrijebljen je "up-flow" i "down-flow" protok s aeracijom od 10,47 N m³ m⁻² h⁻¹ i 24,44 N m³ m⁻² h⁻¹. „Up-flow“ način rada daje bolje rezultate obrade otpadne vode. Volumetrijsko opterećenje manje od 20 kg m⁻³ d⁻¹ KPK-a pri aeraciji od 10,47 N m⁻³ h⁻¹ m⁻² rezultira obrađenom vodom maksimalne koncentracije KPK-a 600 mg dm⁻³ s hidrauličkim opterećenjem manjim od 0,36 m h⁻¹. Pri istoj aeraciji volumetrijsko opterećenje ≤ KPK-a 72 kg m⁻³ d⁻¹ omogućava dobivanje efluenta maksimalne koncentracije KPK-a 1100 mg dm⁻³, pri hidrauličkom opterećenju manjem od 0,98 m h⁻¹.

3.4. Fluidizirani reaktori s biofilmom

U fluidiziranim reaktorima s biofilmom nosači od silikatnog pijeska (promjera 0,3 – 0,7 mm) ili granuliranog aktivnog ugljena (promjera 0,6 – 1,4 mm) zadržavaju se u suspenziji uvođenjem zraka ili vode s dna reaktora, čime se osigurava raspršenost nosača. Brzina toka zraka/vode mora biti optimalno određena da ne bi došlo do taloženja nosača ili njihova ispiranja iz sustava, a kreće se u rasponu od 10 do 50 m h⁻¹.²⁷ Ograničenje takvim reaktorima je razlika u poroznosti biofilma na nosačima, čime se postiže i razlika u brzini taloženja među nosačima, a posljedično i potencijalno ispiranje nosača s poroznijim biofilmom.^{64,65} Laboratorijski cirkulirajući reaktor volumena 4 dm³ s anoksičnom i aerobnom zonom, napunjen sintetičkom otpadnom vodom s natrijevim acetatom kao izvorom ugljika te nosačima s biofilmom radio je 285 dana. KPK u influentu bio je u rasponu 100 – 400 mg dm⁻³, a NH₄-N 12 – 43 mg dm⁻³. Tijekom rada uklonjeno je preko 95 % KPK-a i 85 % TN-a uz malu produkciju mulja od 0,034 – 0,1 g VSS g KPK⁻¹.⁶⁶ Komunalna otpadna voda obrađena je cirkulirajućim FBBR

reaktorom s ciljem istodobnog uklanjanja ugljika, dušika i fosfora. KPK, ukupni dušik i ukupni fosfor u influentu iznosili su 273 – 285 mg dm⁻³, 31,2 – 34,7 mg dm⁻³ i 4,4 – 4,8 mg dm⁻³. Pokusi su provedeni uz recirkulaciju i bez recirkulacije nosača uz prinos mulja 0,12 – 0,135 g VSS g KPK⁻¹. Uz recirkulaciju nosača uklonjeno je 91 % ugljika, 78 % dušika i 85 % fosfora, dok je bez recirkulacije uklonjeno 94 %, 80 % i 65 % ugljika, dušika i fosfora.⁶⁵

3.5. Reaktori s pokretnim nosačima biofilma

Reaktori s pokretnim nosačima biofilma sadrže nosače velike specifične površine koji zauzimaju do 67 % volumena tekućine i gibaju se pomoću mehaničkog miješanja ili aeracije, te omogućavaju uklanjanje organskih sastojaka ili sastojaka s dušikom (nitrifikacija/denitrifikacija) iz otpadnih voda različitog podrijetla.^{27,67} MBBR funkcionira bez reciklacije biomase, ima mogućnost slaganja više reaktora u seriju, ne zahtijeva posebnu kontrolu debljine biofilma i postiže dobru učinkovitost zbog veće koncentracije biomase.^{66,68,69} *Mohammadi i sur.*⁷⁰ istražili su procese nitrifikacije i denitrifikacije u MBBR-u poluindustrijskog mjerila sa sintetskom otpadnom vodom i nosačima od polietilena sa specifičnom površinom od 584 m² m⁻³. Hidrauličko vrijeme zadržavanja iznosilo je 4, 8 i 12 h, KPK vrijednosti 300, 500 i 800 mg dm⁻³, a ispunjenost bioreaktora nosačima 40 %, 50 % i 60 %. Najbolje uklanjanje KPK-a od 95,2 % i ukupnog dušika od 87,6 % postignuto je pri hidrauličkom vremenu zadržavanja od 8 h sa 60 % punjenja reaktora, pri pH vrijednosti 9, KPK 300 mg dm⁻³ i N 40 mg dm⁻³. Otpadne vode industrije mlijeka karakterizira visoko organsko opterećenje i prisutnost ugljikovodičnih spojeva, a obrađuju se MBBR-om laboratorijskog mjerila šaržnim i kontinuiranim pokusima pod različitim organskim opterećenjem, omjerom punjenja (20 % i 40 %) i hidrauličkim vremenom zadržavanja (4 h i 6 h). U šaržnim pokusima od početnih KPK 600 – 800 mg dm⁻³ uklonjeno je 98 % KPK-a nakon 8 h obrade s 20 % omjera punjenja (volumen punjenja/ukupni volumen reaktora). 20 % omjera punjenja nije dovoljno za postizanje zadovoljavajuće koncentracije KPK-a u obrađenoj vodi za početnu KPK vrijednost 1100 – 1200 mg dm⁻³. U kontinuiranim pokusima za postizanje zadovoljavajuće koncentracije KPK-a obrađene vode minimalan potreban omjer punjenja bio je 40 %. Pri 40 % omjera punjenja potrebno je kraće reakcijsko vrijeme za postizanje zadovoljavajuće koncentracije KPK-a u obrađenoj vodi.⁷¹

4. Modeliranje sustava s biofilmom u obradi otpadne vode

Pri odabiru odgovarajućeg matematičkog modela bitno je odrediti njegovu svrhu jer najsloženiji i najkompliciraniji model ne mora nužno biti i najbolji odabir. Dostupnim modelima mora se pristupiti s oprezom i poznavanjem osnovnih procesa unutar reaktora da bi se dobiveni rezultati mogli kritički provjeriti, a eventualne pogreške svesti na minimum. *Wanner i sur.*⁷² podijeli su modele u pet kategorija: pseudo-analički, analitički i jednodimenzionalni (1D), dvodimenzionalni (2D) i trodimenzionalni (3D) nu-

merički, a odabir ovisi o potrebama za koje se model primjenjuje. Ako je naglasak na masenom transportu, reakciji/difuziji i odvajanju biofilma, tada je 1D model dovoljan, dok se za specifične reakcije unutar biofilma, kompleksnu strukturu supstrata ili predviđanje heterogene strukture biofilma u ovisnosti o lokalnoj dostupnosti supstrata primjenjuju 2D/3D modeli.⁷³⁻⁷⁹ Model bi trebao predvidjeti tok supstrata u biofilm (I_{LF}) kao funkciju koncentracije supstrata u mediju (S_B), limitirajući supstrat u reakcijama s više supstrata, raspodjelu mikroorganizama kroz slojeve biofilma, uklanjanje supstrata i učinak reaktora pri konkretnim uvjetima.⁸⁰

Jednodimenzionalno modeliranje daje dovoljno detaljne podatke ako se biofilm smatra jednodimenzionalnom strukturom s reakcijama i molekularnom difuzijom unutar biofilma i vanjskim graničnim slojem prijenosa mase te konstantnim sastavom i gustoćom biomase u slojevima biofilma.⁷² Molekularnu difuziju, iskorištavanje supstrata unutar biofilma i akumulaciju jednog limitirajućeg supstrata opisuje jedn. (1).

$$\frac{\partial S_F}{\partial t} = D_F \frac{\partial^2 S_F}{\partial x^2} - r_F \quad (1)$$

S_F predstavlja koncentraciju supstrata u biofilmu [mg dm⁻³], D_F je koeficijent difuzije u biofilmu [m² d⁻¹], x udaljenost od površine biofilma [m], r_F stopa uklanjanja supstrata po volumenu biofilma [g m⁻³ d⁻¹], a t vrijeme [h]. Tablica 1 prikazuje jednadžbe za r_F . Analitičko rješenje moguće je samo za jedn. (2) i (3), dok ostale (jedn. (4) i (5)) zahtijevaju numeričko rješavanje.⁸⁰

Tablica 1 – Izrazi za r_F ⁸⁰

Table 1 – Rate expression for r_F ⁸⁰

	Jednadžba Rate expression
Nulti red Zero-order	$r_F = k_{0,F} X_F$ (2)
Prvi red First-order	$r_F = k_{1,F} S_F X_F$ (3)
Iskorištenje supstrata uz pretpostavku Monodove kinetike rasta Substrate utilisation assuming Monod growth kinetics	$r_F = \frac{1}{Y} \cdot \mu_{\max} \frac{S_F}{K_S + S_F} X_F$ (4)
Opći izraz General rate expression	$r_{F,i} = \sum_{j=1}^n v_{i,j} \rho_j$ (5)

X_F – koncentracija aktivne biomase unutar biofilma [kg m⁻³]; $k_{0,F}$ – konstante brzine [d⁻¹]; $k_{1,F}$ – konstante brzine [m³ g⁻¹ d⁻¹]; μ_{\max} – maksimalna brzina rasta [h⁻¹]; K_S – konstanta polu-saturacije za organski supstrat [mg dm⁻³]; r_F – stopa uklanjanja supstrata po volumenu biofilma [g m⁻³ d⁻¹]; S_F – koncentracija supstrata u biofilmu [mg dm⁻³]; $v_{i,j}$ – stehiometrijski koeficijent komponente i u procesu j ; ρ_j – kinetička brzina procesa j ; Y – konstanta prinosa [gg⁻¹]

Analitički pristup rješavanju jednadžbe moguć je pomoću alata poput AQUASIM programa za identifikaciju i simula-

ciju vodenih sustava.⁸¹ Program je u mogućnosti istodobno rješavati jednadžbe vezane za difuziju i razgradnju supstrata, produkciju intermedijara te rast i propadanje biomase.⁸² Još neki od programskih paketa primjenjivanih u praksi su BioWinTM, GPS-XTM, SimbaTM i STOATTM koji opisuju jednodimenzionalne, dinamičke, numeričke modele, heterogene raspodjele biomase.⁴⁰

Identifikacija spoja limitirajućeg za konverziju supstrata moguća je usporedbom ulaska donora i akceptora elektrona u biofilm.⁸⁰ Odabir odgovarajućih vrijednosti parametara modela bitan je za njegovu preciznost, a mogu se podijeliti na mikrobne parametre neovisne o formi rasta (Y , μ_{\max} i dr.), parametre povezane s masenim transportom koji su neovisni o sustavu (D_W) i parametre ovisne o tipu reaktora i operacijama (L_F , L_L , X_F i dr.).⁸⁰ Većina parametara ne može se odrediti mjerenjem, nego se podatci uzimaju iz literaturnih izvora. Za X_F vrijednosti variraju između 10 i 60 g dm⁻³, D_W za kisik iznosi 209,1 · 10⁻⁶ m² d⁻¹, a za dušik 172,8 · 10⁻⁶ m² d⁻¹, dok je L_L u rasponu od 30 do 100 μm, a L_F za nitrifikaciju u MBBR reaktoru 100 – 200 μm.^{40,74,83}

Rittman i sur.⁷⁴ podijelili su upute za modeliranje reaktora s biofilmom u pet koraka:

- (i) prikupljanje podataka o sustavu (volumen reaktora, uvjeti miješanja, dostupna površina za biofilm, mikrobni procesi, prijenos kisika, mehanizam odvajanja biofilma i kontrola debljine biofilma),
- (ii) karakterizacija influenta (prosječno opterećenje, varijabilnost protoka i koncentracija pojedinih komponenti),
- (iii) odabir modela,
- (iv) definiranje procesa konverzije (oksidacija ugljika, denitrifikacija i dr.),
- (v) kalibracija i validacija modela (prilagođavanje parametara modela stvarnoj izvedbi sustava).

Tako kalibrirani model prikladan je za optimizaciju procesa ili bolje razumijevanje problema unutar procesa.

5. Zaključak

Biofilm kao primjer organizacije mikroorganizama stvara probleme u brojnim granama industrije i zdravstvu. Međutim, njegove prednosti iznimno su korisne u procesima obrade otpadnih voda. Mogućnost neometanog rasta spororastućih i osjetljivih bakterijskih vrsta, olakšano odvajanje pročišćene otpadne vode od biomase organizama, velika učinkovitost obrade i robusnost razlozi su zašto se reaktori s biofilmom često upotrebljavaju i stalno unaprjeđuju. Unaprjeđivanje, rješavanje postojećih problema, prevencija novih i uvid u proces olakšani su matematičkim modeliranjem. Broj dostupnih modela raste kroz godine i njihove se značajke usavršavaju, ali je temelj uspješnog modeliranja i dalje na znanju pojedinca koji se modelom služi. Specifične reakcije unutar biofilma, njegove specifičnosti rasta, vrsta nosača, tip reaktora i utjecaj vanjskih

čimbenika prepreka su uniformiranoj primjeni modela, te im se mora pristupiti s oprezom.

Popis kratica i simbola List of abbreviations and symbols

BPK	– biokemijska potrošnja kisika, mg dm ⁻³ – biological oxygen demand (BOD), mg dm ⁻³
D_F	– koeficijent difuzije u biofilmu, m ² d ⁻¹ – diffusion coefficient in the biofilm, m ² d ⁻¹
D_W	– koeficijent difuzije u vodi, m ² d ⁻¹ – diffusion coefficient in water, m ² d ⁻¹
FBBR	– fluidizirani reaktor s biofilmom – fluidized bed biofilm reactor
KPK	– kemijska potrošnja kisika, mg dm ⁻³ – chemical oxygen demand (COD), mg dm ⁻³
$k_{0,F}$	– konstanta brzine (nulti red), d ⁻¹ – removal rate (zero-order), d ⁻¹
$k_{1,F}$	– konstanta brzine (prvi red), m ³ g ⁻¹ d ⁻¹ – removal rate (first-order), m ³ g ⁻¹ d ⁻¹
K_S	– konstanta polu-saturacije za organski supstrat, mg dm ⁻³ – half-saturation constant for organic substrate, mg dm ⁻³
L_F	– debljina biofilma, μm – biofilm thickness, μm
L_L	– debljina vanjskog sloja graničnog prijenosa mase, μm – external mass transfer boundary layer thickness, μm
MBBR	– reaktor s biofilmom i pokretnom podlogom – moving-bed biofilm reactor
r_F	– stopa uklanjanja supstrata po volumenu biofilma, g m ⁻³ d ⁻¹ – substrate conversion rate inside the biofilm, g m ⁻³ d ⁻¹
S_F	– koncentracija supstrata u biofilmu, mg dm ⁻³ – soluble substrate concentration inside the biofilm, mg dm ⁻³
t	– vrijeme, h – time, h
TN	– ukupni dušik, mg dm ⁻³ – total nitrogen, mg dm ⁻³
VSS	– hlapljive suspendirane čestice, mg dm ⁻³ – volatile suspended solids, mg dm ⁻³
$v_{i,j}$	– stehiometrijski koeficijent komponente i u procesu j – stoichiometric coefficient for component i in process j
ρ_j	– kinetička brzina procesa j – kinetic rate of process j
x	– udaljenost od površine biofilma, m – distance into the biofilm measured from the surface of the biofilm, m
X_F	– koncentracija aktivne biomase unutar biofilma, kg m ⁻³ – biofilm biomass density inside the biofilm, kg m ⁻³
Y	– konstanta prinosa, g g ⁻¹ – yield coefficient, g g ⁻¹
μ_{\max}	– maksimalna brzina rasta, h ⁻¹ – maximum growth rate, h ⁻¹

Literatura

References

- URL: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water> (2. 2. 2021.).
- URL: <https://www.britannica.com/technology/wastewater-treatment/Clustered-wastewater-treatment-systems> (2. 2. 2021.).
- M. Preisner, E. Neverova-Dziopak, Z. Kowalewski, Mitigation of eutrophication caused by wastewater discharge: A simulation-based approach, *Ambio* **50** (2021) 413–424, doi: <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01346-4>.
- D. J. Conley, H. W. Paerl, R. W. Howarth, D. F. Boesch, S. P. Seitzinger, K. E. Havens, C. Lancelot, G. E. Likens, Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus, *Policy forum* **323** (2009) 1014–1015, doi: <https://doi.org/10.1126/science.1167755>.
- S. Porrello, M. Lenzi, E. Persia, P. Tomassetti, M. G. Finioia, Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phytotreatment ponds system: I. Dissolved and particulate nitrogen and phosphorus, *Aquaculture* **219** (2003) 515–529, doi: [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00656-7](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00656-7).
- I. A. Saleh, N. Zouari, M. A. Al-Ghouti, Removal of pesticides from water and wastewater: Chemical, physical and biological treatment approaches, *Environ. Technol. Innov.* **19** (2020) 101026, doi: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101026>.
- G. Crini, E. Lichtfouse, Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment, *Environ. Chem. Lett.* **17** (2019) 145–155, doi: <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0785-9>.
- T. M. Nolte, G. Chen, C. S. van Schayk, K. Pinto-Gil, A. J. Hendriks, W. J. G. M. Peijnenburg, A. M. J. Ragas, Disentanglement of the chemical, physical, and biological processes aids the development of quantitative structure-biodegradation relationships for aerobic wastewater treatment, *Sci. Total Environ.* **708** (2019) 133863, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133863>.
- E. Rodríguez, J. L. Arqués, R. Rodríguez, M. Nuñez, M. Medina, T. L. Talarico, I. A. Casas, T. C. Chung, W. J. Dobrogosz, L. Axelsson, S. E. Lindgren, W. J. Dobrogosz, L. Kerkeni, P. Ruano, L. L. Delgado, S. Picco, L. Villegas, F. Tonelli, M. Merlo, J. Rigau, D. Diaz, M. Masuelli, Biological and Chemical Wastewater Treatment Processes, u M. Samer (ur.), *Wastewater Treatment Engineering*. InTech Europe, Rijeka, 2015, str. 137–144.
- Y. Wei, R. T. Van Houten, A. R. Borger, D. H. Eikelboom, Y. Fan, Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment, *Water Res.* **37** (2003) 4453–4467, doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00441-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00441-X).
- X. Zhao, J. Ma, H. Ma, D. Gao, Y. Sun, C. Guo, Removal of polyacrylate in aqueous solution by activated sludge: characteristics and mechanisms, *J. Clean. Prod.* **178** (2018) 59–66, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.215>.
- D. Orhon, F. C. Babuna, O. Karahan, *Industrial Wastewater Treatment by Activated Sludge*. Vol. 8, IWA Publishing, London, 2009., doi: <https://doi.org/10.2166/9781780401836>.
- Pravilnik o graničnim vrijednostima emisija otpadnih voda (2020), NN 26, Zagreb.
- Y. Shen, J. Gao, L. Li, Municipal wastewater treatment via co-immobilized microalgal-bacterial symbiosis: Microorganism growth and nutrients removal, *Bioresour. Technol.* **243** (2017) 905–913, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.041>.
- A. C. E. We, A. Aris, N. A. M. Zain, K. Muda, S. Sulaiman, Influence of static mixer on the development of aerobic granules for the treatment of low-medium strength domestic wastewater, *Chemosphere* **263** (2021) 128209, doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128209>.
- T. N. P. Nguyen, S. J. Chao, P. C. Chen, C. Huang, Effects of C/N ratio on nitrate removal and floc morphology of autohydrogenotrophic bacteria in a nitrate-containing wastewater treatment process, *J. Environ. Sci. (China)* **69** (2018) 52–60, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.04.002>.
- K. J. Martin, R. Nerenberg, The membrane biofilm reactor (MBfR) for water and wastewater treatment: Principles, applications, and recent developments, *Bioresour. Technol.* **122** (2012) 83–94, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.110>.
- H. Kanematsu, D. M. Barry, *Formation and Control of Biofilm in Various Environments*, Springer, Singapore, 2020, doi: <https://doi.org/10.1007/978-981-15-2240-6>.
- S. Sehar, I. Naz, Role of the Biofilms in Wastewater Treatment, u D. Dhanasekaran, N. Thajuddin (ur.), *Microbial Biofilms – Importance and Applications*. InTech, Rijeka, 2016., doi: <https://doi.org/10.5772/63499> 2016.
- R. M. Donlan, J. W. Costerton, Biofilms: survival mechanisms of clinically relevant microorganisms, *Clin. Microbiol. Rev.* **15** (2002) 167–193, doi: <https://doi.org/10.1128/cmr.15.2.167-193.2002>.
- M. Jamal, U. Tasneem, T. Hussain, S. Andleeb, Bacterial Biofilm: Its Composition, Formation and Role in Human Infections, *Res. Rev. J. Microbiol. Biotechnol.* **4** (2015) 1–14.
- N. Høiby, T. Bjarnsholt, M. Givskov, S. Molin, O. Ciofu, Antibiotic resistance of bacterial biofilms, *Int. J. Antimicrob. Agents* **35** (2010) 322–332, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijantimicag.2009.12.011>.
- D. Milanov, R. Ašanin, B. Vidić, D. Krnjajić, J. Petrović, Biofilm – organizacija života bakterija u prirodnim ekosistemima, *Arh. Vet. Med.* **1** (2008) 5–15, doi: <https://doi.org/10.46784/e-avm.v1i2.227>.
- P. S. Stewart, J. W. Costerton, Antibiotic resistance of bacteria in biofilms, *Lancet* **358** (2001) 135–138.
- R. Weiner, S. Langille, E. Quintero, Structure, function and immunochemistry of bacterial exopolysaccharides, *J. Ind. Microbiol.* **15** (2006) 339–346, doi: <https://doi.org/10.1007/bf01569989>.
- H. L. Brück, F. Coutte, P. Dhulster, S. Gofflot, P. Jacques, F. Delvigne, Growth dynamics of bacterial populations in a two-compartment biofilm bioreactor designed for continuous surfactin biosynthesis, *Microorganisms* **8** (2020) 679, doi: <https://doi.org/10.3390/microorganisms8050679>.
- Z. Lewandowski, J. P. Boltz, 4.15 – Biofilms in Water and Wastewater Treatment, u P. Wilderer (ur.), *Treatise on Water Science*, Elsevier Science, Amsterdam, Hackensack, NJ, Vol. 4, 2011., str. 529–570, doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00095-6>.
- N. Rabin, Y. Zheng, C. Opoku-Temeng, Y. Du, E. Bonsu, H. O. Sintim, Biofilm formation mechanisms and targets for developing antibiofilm agents, *Future Med. Chem.* **31** (2015) 48–49, doi: <https://doi.org/10.1021/cen-v031n001.p048>.
- J. Palmer, S. Flint, J. Brooks, Bacterial cell attachment, the beginning of a biofilm, *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* **34** (2007) 577–588, doi: <https://doi.org/10.1007/s10295-007-0234-4>.
- S. Andersson, G. Kuttuva Rajarao, C. J. Land, G. Dalhammar, Biofilm formation and interactions of bacterial strains found in wastewater treatment systems, *FEMS Microbiol. Lett.* **283** (2008) 83–90, doi: <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2008.01149.x>.
- V. J. M. Allan, M. E. Callow, L. E. Macaskie, M. Paterson-Bee-

- dle, Effect of nutrient limitation on biofilm formation and phosphatase activity of a *Citrobacter* sp, *Microbiology* **148** (2002) 277–288, doi: <https://doi.org/10.1099/00221287-148-1-277>.
32. D. J. Batstone, T. Hülsen, C. M. Mehta, J. Keller, Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: a review, *Chemosphere* **140** (2015) 2–11, doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.021>.
33. M. C. Wentzel, G. A. Ekama, Principles in the modeling of biological wastewater treatment plants. *Microbial Community Analysis: The Key to the Design of Biological Wastewater Treatment Systems*, IWA Scientific and Technical Report No. 5 (1997) 73–82.
34. X. Du, Y. Ma, X. Wei, V. Jegatheesan, Optimal parameter estimation in activated sludge process based wastewater treatment practice, *Water (Switzerland)* **12** (2020) 2604, doi: <https://doi.org/10.3390/W12092604>.
35. M. C. M. Van Loosdrecht, G. A. Ekama, C. M. Lopez Vasquez, S. C. F. Meijer, C. M. Hooijmans, D. Brdjanovic, Modeling activated sludge processes, u G. Chen, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic (ur.), *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*. Vol. 2, IWA Publishing, London, 2020., str. 613–666, doi: https://doi.org/10.2166/9781789060362_0613.
36. M. Čurlin, A. Bevetek, Z. Ležajić, B. Deverić Meštrović, Ž. Kurtanjek, Modeliranje procesa biološke obrade otpadne vode na komunalnom uređaju grada Velika Gorica, *Kem. Ind.* **57** (2008) 59–67, doi: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-00928-1>.
37. C. Wang, J. Li, B. Wang, G. Zhang, Development of an empirical model for domestic wastewater treatment by biological aerated filter, *Process Biochem.* **41** (2006) 778–782, doi: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.09.015>.
38. E. Morgenroth, Modeling biofilms, u M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic (ur.), *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*. IWA Publishing, London, 2008., str. 457–492.
39. X. Chen, Y. Liu, L. Peng, Z. Yuan, B. Ni, Model-Based Feasibility Assessment of Membrane Biofilm Reactor to Achieve Simultaneous Ammonium, Dissolved Methane, and Sulfide Removal from Anaerobic Digestion Liquor, *Sci. Rep.* **6** (2016) 25114, doi: <https://doi.org/10.1038/srep25114>.
40. J. P. Boltz, E. Morgenroth, D. Sen, Mathematical modelling of biofilms and biofilm reactors for engineering design, *Water Sci. Technol.* **62** (2010) 1821–1836, doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2010.076>.
41. T. Leiknes, H. Bolt, M. Engmann, H. Ødegaard, Assessment of membrane reactor design in the performance of a hybrid biofilm membrane bioreactor (BF-MBR), *Desalination* **199** (2006) 328–330, doi: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.181>.
42. S. K. Al-Amshawee, M. Y. Yunus, A. A. Azoddein, A Novel Microbial Biofilm Carrier for Wastewater Remediation, *IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.* **736** (2020) 072006, doi: <https://doi.org/10.1088/1757-899X/736/7/072006>.
43. Y. Zhao, D. Liu, W. Huang, Y. Yang, M. Ji, L. D. Nghiem, Q. T. Trinh, N. H. Tran, Insights into biofilm carriers for biological wastewater treatment processes: Current state-of-the-art, challenges, and opportunities. *Bioresour. Technol.* **288** (2019) 121619, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121619>.
44. S. Wang, M. Zhou, L. Zeng, W. Dai, Investigation on the Preparation and properties of reticulate porous ceramic for organism carrier in sewage disposal, *J. Ceram. Process. Res.* **17** (2016) 1095–1099.
45. C. Müller-Renno, S. Buhl, N. Davoudi, J. C. Aurich, S. Ripperger, R. Ulber, Novel materials for biofilm reactors and their characterization. *Adv. Biochem. Eng. Biotechnol.* **146** (2013) 207–233, doi: https://doi.org/10.1007/10_2013_264.
46. Y. Zhang, H. Liu, W. Shi, X. Pu, H. Zhang, B. E. Rittmann, Photo biodegradation of phenol with ultraviolet irradiation of new ceramic biofilm carriers, *Biodegradation*. **21** (2010) 881–887, doi: <https://doi.org/10.1007/s10532-010-9348-x>.
47. K. H. Sørensen, E. Morgenroth, Biofilm reactors, u G. Chen, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic (ur.), *Biological wastewater treatment: principles, modelling and design*. Vol. 2, IWA Publishing, London, 2020., str. 813–839, doi: https://doi.org/10.2166/9781789060362_0813.
48. X. Zhang, J. Li, Y. Yu, R. Xu, Z. Wu, Biofilm characteristics in natural ventilation trickling filters (NVTs) for municipal wastewater treatment: Comparison of three kinds of biofilm carriers, *Biochem. Eng. J.* **106** (2016) 87–96, doi: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.11.009>.
49. R. Su, G. Zhang, P. Wang, S. Li, R. M. Ravenelle, J. C. Crittenden, Treatment of Antibiotic Pharmaceutical Wastewater Using a Rotating Biological Contactor, *J. Chem.* **2015** (2015) 705275, doi: <https://doi.org/10.1155/2015/705275>.
50. H. Huang, C. Peng, P. Peng, Y. Lin, X. Zhang, H. Ren, Towards the biofilm characterization and regulation in biological wastewater treatment, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **103** (2019) 1115–1129, doi: <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9511-6>.
51. M.-A. Yun, K.-M. Yeon, J.-S. Park, C.-H. Lee, J. Chun, D. J. Lim, Characterization of biofilm structure and its effect on membrane permeability in MBR for dye wastewater treatment, *WATER Res.* **40** (2006) 45–52, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.035>.
52. M. Martín-Cereceda, A. M. Álvarez, S. Serrano, A. Guinea, Confocal and Light Microscope Examination of Protozoa and Other Micro-organisms in the Biofilms from a Rotating Biological Contactor Wastewater Treatment Plant, *Acta Protozool.* **40** (2001) 263–272.
53. L. K. Wang, Z. Wu, N. K. Shammam, Trickle Filters, u: L. K. Wang, N. C. Pereira, Y.-T. Hung, N. K. Shammam (ur.), *Biological Treatment Processes*. Springer, 2009., str. 371–433, doi: https://doi.org/10.1007/978-1-60327-156-1_9.
54. I. Naz, D. P. Saroj, S. Mumtaz, N. Ali, S. Ahmed, Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment, *Environ. Technol. (United Kingdom)* **36** (2014) 424–434, doi: <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.951400>.
55. S. Waqas, M. R. Bilal, A Review on Rotating Biological Contactors, *Indones. J. Sci. Technol.* **4** (2019) 241–256, doi: <https://doi.org/10.17509/ijost.v4i2.18181>.
56. L. Malandra, G. Wolfaardt, A. Zietsman, M. Viljoen-Bloom, Microbiology of a biological contactor for winery wastewater treatment, *Water Res.* **37** (2003) 4125–4134, doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00339-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00339-7).
57. V. Singh, A. K. Mittal, Characterization of biofilm of a rotating biological contactor treating synthetic wastewater, *Water Sci. Technol.* **66** (2012) 429–437, doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2012.221>.
58. S. Vendramel, J. P. Bassin, M. Dezotti, G. L. Sant'Anna Jr, Treatment of petroleum refinery wastewater containing heavily polluting substances in an aerobic submerged fixed-bed reactor, *Environ. Technol.* **36** (2015) 2052–2059, doi: <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1019933>.
59. S. Schlegel, H. Koeser, Wastewater treatment with submerged fixed bed biofilm reactor systems – design rules, operating experiences and ongoing developments, *Water*

- Sci. Technol. **55** (2007) 83–89, doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2007.245>.
60. M. Henze, P. Harremoës, J. la Cour, E. Arvin, Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes. Vol. 3, Springer, Verlag-Berlin, 2002., doi: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-04806-1>.
 61. J. Yang, W. Liu, B. Li, H. Yuan, M. Tong, J. Gao, Application of a novel backwashing process in upflow biological aerated filter, J. Environ. Sci. **22** (2010) 362–366, doi: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60116-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60116-9).
 62. F. Osorio, J. C. Torres, E. Hontoria, Study of biological aerated filters for the treatment of effluents from the citrus industry, J. Environ. Sci. Heal. A **41** (2006) 2683–2697, doi: <https://doi.org/10.1080/10934520600966136>.
 63. W. S. Chang, S. W. Hong, J. Park, Effect of zeolite media for the treatment of textile wastewater in a biological aerated filter, Process Biochem. **37** (2002) 693–698, doi: [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00258-8](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00258-8).
 64. S. P. Burghate, N. W. Ingole, Fluidized Bed Biofilm Reactor-A Novel Wastewater Treatment Reactor, Int. J. Res. Environ. Sci. Technol. **3** (2013) 145–155.
 65. A. Patel, J. Zhu, G. Nakhla, Simultaneous carbon, nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in a circulating fluidized bed bioreactor, Chemosphere **65** (2006) 1103–1112, doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.04.047>.
 66. M. Li, G. Nakhla, J. Zhu, Simultaneous carbon and nitrogen removal with enhanced bioparticle circulation in a Circulating Fluidized Bed Biofilm Reactor, Chem. Eng. J. **181–182** (2012) 35–44, doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.12.073>.
 67. J. P. McQuarrie, J. P. Boltz, Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance, Water Environ. Res. **83** (2010) 560–575, doi: <https://doi.org/10.2175/106143010X12851009156286>.
 68. A. di Biase, M. S. Kowalski, T. R. Devlin, J. A. Oleszkiewicz, Moving bed biofilm reactor technology in municipal wastewater treatment: A review, J. Environ. Manage. **247** (2019) 849–866, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.053>.
 69. R. M. Ahl, T. Leiknes, H. Ødegaard, Tracking particle size distributions in a moving bed biofilm membrane reactor for treatment of municipal wastewater, Water Sci. Technol. **53** (2006) 33–42, doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2006.205>.
 70. H. Mohammadi, H. Salehzadeh, M. Khezri, M. Zanganeh, M. M. Soori, S. Keykhosravi, B. Kamarehie, Improving Nitrification and Denitrification Processes in Urban Wastewater Treatment Using Optimized MBBR Reactor Design Considerations, J. Biochem. Tech. **11** (2020) 85–100.
 71. A. D. Santos, R. C. Martins, R. M. Quinta-Ferreira, L. M. Castro, Moving bed biofilm reactor (MBBR) for dairy wastewater treatment, Energy Reports **6** (2020) 340–344, doi: <https://doi.org/10.1016/j.egy.2020.11.158>.
 72. O. Wanner, H. Eberl, E. Morgenroth, D. R. Noguera, C. Picioreanu, B. Rittman, M. C. M. van Loosdrecht, Mathematical modeling of biofilms. IWA Publishing, London, 2006.
 73. P. A. Dzianach, G. A. Dykes, N. J. C. Strachan, K. J. Forbes, F. J. Perez-Reche, Challenges of biofilm control and utilization: lessons from mathematical modelling, J. R. Soc. Interface **16** (2019) 20190042, doi: <https://doi.org/10.1098/rsif.2019.0042>.
 74. B. E. Rittmann, J. P. Boltz, D. Brockmann, G. T. Daigger, E. Morgenroth, K. H. Sørensen, I. Takács, M. van Loosdrecht, P. A. Vanrolleghem, A framework for good biofilm reactor modeling practice (GBRMP), Water Sci. Technol. **77** (2018) 1149–1164, doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2018.021>.
 75. M. R. Mattei, L. Frunzo, B. D`Acunto, Y. Pechaud, F. Pirozzi, G. Esposito, Continuum and discrete approach in modeling biofilm development and structure : a review, J. Math. Biol. **76** (2018) 945–1003, doi: <https://doi.org/10.1007/s00285-017-1165-y>.
 76. H. Horn, S. Lackner, Modeling of biofilm systems: a review, u K. Muffler, R. Ulber (ur.), Productive Biofilms. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology. Vol. **146**, Springer, Cham, 2014., str. 53–76, doi: https://doi.org/10.1007/10_2014_275.
 77. I. Klapper, J. Dockery, Mathematical Description of Microbial Biofilm, SIAM Rev. **52** (2010) 221–265, doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801238-3.99205-5>.
 78. J. D. B. Xavier, C. Picioreanu, M. C. M. van Loosdrecht, A General Description of Detachment for Multidimensional Modelling of Biofilms, Biotechnol. Bioeng. **91** (2005) 651–669, doi: <https://doi.org/10.1002/bit.20544>.
 79. M. C. M. van Loosdrecht, J. J. Heijnen, H. Eberl, J. Kreft, C. Picioreanu, Mathematical modelling of biofilm structures, Antonie Van Leeuwenhoek **81** (2002) 245–256, doi: <https://doi.org/10.1023/A:1020527020464>.
 80. E. Morgenroth, Modeling biofilms, u M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, D. Brdjanovic (ur.), Biological wastewater treatment: principles, modelling and design. Vol. 2, IWA Publishing, London, 2020., str. 757–812, doi: https://doi.org/10.2166/9781789060362_0757.
 81. P. Recihert, AQUASIM – A tool for simulation and data analysis of aquatic systems, Water Sci. Technol. **30** (1994) 21–30, doi: <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0025>.
 82. O. Wanner, E. Morgenroth, Biofilm modeling with AQUASIM, Water Sci. Technol. **49** (2004) 137–144, doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0824>.
 83. D. R. Lide, CRC handbook of chemistry and physics. 88. izd., CRC Press, London, 2007.

EXTENDED ABSTRACT

Application and Modelling of Biofilm in Wastewater Treatment

Tea Štefanac, Dijana Grgas, Blaženko Marjanović, and Tibela Landeka Dragičević*

Increasingly stringent regulatory requirements, greater wastewater generation, and limited space necessitate new wastewater treatment processes. Biofilm-based treatment technologies have proven to be efficient and applicable. The results of wastewater treatment using biofilm reactors with different types of carriers and the associated community of microorganisms support their use for wastewater treatment of different origins and degradation products present.

Biofilm formation begins with the adsorption of molecules on the surface to form a film that can have several effects, such as altering surface properties and suppressing or enhancing the release of toxic metal ions from the surface. Subsequently, the microorganisms begin to coalesce into a microcolony and then into a three-dimensional biofilm structure. The biofilm cells detach from the structure and form a new biofilm.

Biofilm reactors are divided into three categories, which are shown in Fig. 1. Common to them is the presence of supports with formed biofilm, low sludge production, easy handling, higher concentration of active biomass, protection of microorganisms from environmental changes and allowing the growth of slow-growing microorganisms, which are important for the degradation of complex compounds.

In environmental biotechnology, the planning, designing, optimising, and evaluating processes in a biological wastewater treatment plant can be done with mathematical modelling of biofilm. Mathematical models of biofilm processes are used to predict the outcome of these processes and interpret the results of biofilm research. Most experience in modelling biofilm processes in wastewater treatment is based on the operation of suspended solids reactors. In biofilm modelling, the challenge is the effect of biofilm heterogeneity on the biofilm process and the existence of a steady state in biofilm reactors. Mathematical modelling in a biofilm reactor is not straightforward due to the complexity of the biological reactions involved in substrate transformation and the lack of accurate kinetic parameters for biofilm development. The parameters required for modelling can be obtained using equations such as those in Table 1. Although modelling of biofilm reactors is not uniform, there are instructions for the most accurate modelling, so the results obtained are useful and reduce the time for modelling as well as for design/improvement of the plant and thus saving resources. The number of models available is increasing, and the choice depends on their purpose and the expertise of the operator.

Keywords

Biofilm, biofilm reactors, reactor modelling, wastewater, wastewater treatment

*Faculty of Food Technology and Biotechnology
University of Zagreb
Pierottijeva 6
10 000 Zagreb, Croatia*

*Review
Received July 19, 2021
Accepted September 7, 2021*