

SMANJENJE PROIZVODNJE MULJA NA LINIJI VODE UREĐAJA ZA PROČIŠĆAVANJE OTPADNIH VODA

dr. sc. Stanka Zrnčević, red. prof. u miru

Sveučilište u Zagrebu
Fakultet kemijskog inženjerstva i
tehnologije
Marulićev trg 19, 10000 Zagreb
szrnce@fkit.hr

Obrada i zbrinjavanje viška mulja koji nastaje u uređajima za pročišćavanje otpadnih voda sve je aktualniji problem današnjice zbog ekoloških, ekonomskih i regulatornih razloga. Stoga se mnogo pažnje poklanja razvoju i korištenju novih procesa u kojima nastaje manje mulja nego u trenutnom procesu.

U radu su prikazani najčešće korišteni kemijski, mehanički, termički i biološki procesi integrirani u liniju vode uređaja za pročišćavanje otpadnih voda koji dovode do liziranja stanica, razdvajanja kataboličkih i anaboličkih bioloških puteva ili predacije bakterija prisutnih u mulju te na taj način smanjuju proizvodnju ovog otpadnog materijala. Nadalje, detaljno su opisane značajke različitih procesa predobrade mulja te su navedene njihove prednosti i nedostaci. Prema objavljenim rezultatima istraživanja, navode se podaci o njihovoj učinkovitosti, izvedivosti te trenutnom statusu. Također, opisani su glavni parametri o kojima ovisi učinkovit i održiv rad procesa.

Ključne riječi: pročišćavanje otpadnih voda, proizvodnja mulja, obrada mulja, smanjenje proizvodnje mulja

1. UVOD

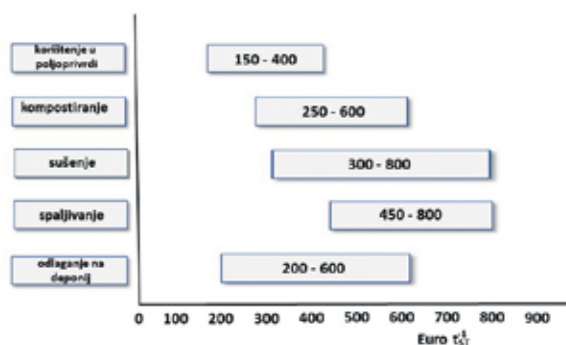
Proces s aktivnim muljem je biološki proces, koji se u današnje vrijeme najčešće koristi za pročišćavanja komunalnih i industrijskih otpadnih voda (Lachheb i dr., 2016.; Ye i dr., 2016.; Xia i dr., 2018.; Fang i dr., 2018.; Hvala i dr., 2018.). Samo ih je u Europi u pogonu oko 77.000 (Lawson, 2017.). S tehnoeconomskog stajališta nadmašuju sve druge biološke procese, a uspjeh se očituje u visokoj učinkovitosti cjelokupnog sustava. Ovim se procesom iz ulazne otpadne vode može smanjiti koncentracija suspendirane tvari i biološke potrošnje kisika (BPK_5) za 70 - 90 %, koncentracija kemijske potrošnje kisika (KPK) za najmanje 75 %, a koliformnih bakterija za 90 - 98 %. Međutim, glavni nedostatak procesa je proizvodnja mulja (koeficijent prinosa biomase iznosi približno 0,5 kg po 1 kg uklonjenog KPK), čije značajke ovise o podrijetlu i količini vode koja se obrađuje te načinu prikupljanja i stupnju obrade (Mohammadi i dr., 2011.). Što je postupak pročišćavanja složeniji to je i količina proizvedenog mulja veća, a njegov sastav kompleksniji (Vouk i dr., 2011.; Zhang i dr., 2017.; Turek i dr., 2019.; Zrnčević, 2019.).

Uz sve intenzivniju izgradnju uređaja za pročišćavanje otpadnih voda (UPOV-a) u manje razvijenim zemljama svijeta kao i u Europi, proizvodnja mulja kao sporednog proizvoda sve se više povećava, a kakvoća mulja je sve lošija. Tako primjerice, u samo 30-ak europskih zemalja u 2019. godini proizvedeno je oko 8,5 milijuna suhe tvari mulja (Eurostat, 2022.). Pri tome je glavni način njegovog zbrinjavanja upotreba u poljoprivredi (38 %) nakon čega slijedi spaljivanje (29 %), odlaganje na nepoljoprivrednim površinama (11 %) i odlagalištima otpada (11 %) te neki drugi način zbrinjavanja (11 %). Korištenje mulja u poljoprivredi je najraširenije na Cipru, u Danskoj, Francuskoj, Irskoj, Norveškoj, Portugalu, Slovačkoj, Španjolskoj i UK. Termička obrada mulja spaljivanjem, praktički je jedina opcija u Belgiji, Švicarskoj i Nizozemskoj. Odlaganje na nepoljoprivredna zemljišta popularno je u Švedskoj, Finskoj i Estoniji, dok se primjerice u Njemačkoj, Austriji, Češkoj, Poljskoj te Belgiji koriste različite opcije zbrinjavanja mulja (Eurostat, 2022.). Odlaganje mulja na odlagališta otpada, premda je ograničeno i napušta se sukladno EU direktivama, još uvijek je dosta zastupljeno u Rumunjskoj i Italiji, a

na Malti predstavlja gotovo i jedini način zbrinjavanja (Vouk, 2020.; EurEau, 2021.). U Republici Hrvatskoj količine otpadnog mulja s uređaja za pročišćavanje komunalnih otpadnih voda su u 2020. godini iznosile oko 22.498 tona suhe tvari mulja što je u odnosu na 2015. godinu povećanje za 10 %. Navedeni porast u direktnoj je vezi s izgrađenim sustavom odvodnje i uređajima za pročišćavanje otpadnih voda. Od ukupne količine mulja, oko 2 % je iskorišteno u poljoprivredi i kao poboljšivač tla na zelenim površinama, dok su ostale količine uglavnom privremeno uskladištene na lokacijama uređaja za pročišćavanje otpadnih voda i/ili lokacijama tvrtki koje su ovlaštene za gospodarenje otpadom, a manjim dijelom odložene na odlagalištima otpada (NN 1/2022.).

Kako se vidi sa [slike 1](#), troškovi obrade i zbrinjavanja mulja nisu zanemarivi i mogu iznositi i do 800 eura po toni suhe tvari (eura t^{-1}_{ST}). U bliskoj budućnosti se očekuje daljnji rast cijena, ali i daljnji porast količine mulja zahvaljujući obavezi primjene Direktive 98/15/EEZ (izmjena Direktive 91/271/EEZ) prema kojoj se zahtijeva prikupljanje i sekundarni stupanj obrade otpadnih voda u svim gradskim naseljima s najmanje 2.000 stanovnika te primjenjivanje viših stupnjeva obrade u gradskim naseljima s više od 10.000 stanovnika koja se nalaze u utvrđenim osjetljivim područjima (Seiple i dr., 2017.; Collivignarelli i dr., 2019.; IWA, 2020.).

Najznačajniji čimbenici koji određuju cijenu obrade i zbrinjavanja mulja su: količina mulja kao i njegove fizičke i kemijske značajke, lokalni i/ili pravni okviri EU, mogućnost valorizacije mulja ili njegovog ponovnog korištenja, cijena zemljišta ako se mulj odlaže te drugi troškovi povezani s obradom i zbrinjavanjem mulja poput cijene električne energije ili potrošnje goriva. Troškovi variraju od države do države pa čak i između gradova unutar iste države (Kalderis i dr., 2010.). Tako je primjerice u Austriji, u 2016. godini cijena odlaganja mulja na poljoprivredno zemljište te cijena kompostiranja iznosila 6 - 40 eura t^{-1}_{MT} odnosno 94 - 180 eura t^{-1}_{ST} a odlaganje na odlagalište otpada 21 - 560 eura t^{-1}_{ST} (Amann i dr., 2021.). U Njemačkoj cijena odlaganja mulja na poljoprivredno zemljište kretala se između 280 i 480 eura t^{-1}_{ST} a odlaganje na odlagalište otpada 160 - 480 eura t^{-1}_{ST} (GEA, 2018.). U Italiji (Lombardija) od 2015. do 2019. godine troškovi odlaganja mulja na poljoprivredna



Slika 1: Troškovi nekih načina obrade i odlaganja mulja (Hall, 2000.; Paul i dr., 2006a.; Foladori i dr., 2010.).

zemljišta porasli su s 55 na 103 eura t^{-1}_{ST} , spaljivanja s 81 na 120 eura t^{-1}_{ST} te odlaganja mulja na odlagališta otpada sa 102 na 220 eura t^{-1}_{ST} (Domini i dr., 2022.). Prosječne cijene zbrinjavanja mulja u Poljskoj u 2017. godini bile su: u poljoprivredi 75 eura t^{-1}_{ST} , kompostiranjem 150 eura t^{-1}_{ST} ; spaljivanjem mokrog mulja 375 eura t^{-1}_{ST} a suhog 438 eura t^{-1}_{ST} (Boguniewicz-Zablocka i dr., 2021.).

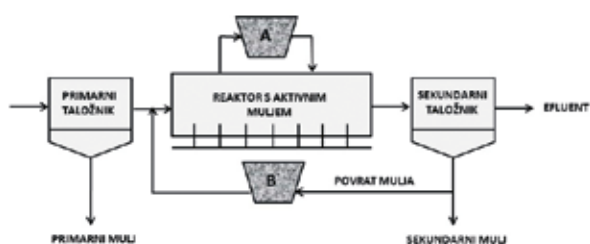
Zbog sve strožih europskih propisa o korištenju mulja u poljoprivredi (Direktiva 86/278/EZ), odlaganju na odlagalište otpada (Direktiva 99/31/EZ) i spaljivanju otpada (Direktiva 2000/76/EZ), očito je da će proizvodnja velikih količina ovog otpadnog materijala zahtijevati odgovarajuće promišljanje o strategiji, kojom će se na ekonomičan i ekološki prihvatljiv način smanjiti količine proizvedenog mulja (Fytli i Zabaniotou, 2008.; Kelessidis i Stasinakis, 2012.; Minnini i dr., 2014.; Vouk i dr., 2016.; Collivignarelli i dr., 2019.). Donošenjem Direktive o otpadu 2018/851/EZ (izmjena Direktive 2008/98/EZ) daje se prednost prevenciji stvaranja mulja na samom uređaju za pročišćavanje otpadnih voda ako se mulj smatra otpadom ili ponovnom korištenju mulja ako se smatra resursom. S ekonomskog stanovišta za mnoge proizvođače mulja, ponovno korištenje ovog otpadnog materijala (primjerice za proizvodnju energije ili izdvajanje nutrijenata) nije dovoljno atraktivna investicija. Iz tog je razloga, mnogo realniji i izvediviji način, korištenje neke tehnologije integrirane u postojeći UPOV kojom će se kontinuirano smanjivati stvaranje mulja bilo na liniji vode i/ili liniji mulja (Wei i dr., 2003.; Wang i dr., 2017.; Collivignarelli i dr., 2019.; Karlikanovaite-Balikci i Yagci, 2020.).

Stoga je cilj ovog rada da se hrvatska stručna javnost koja se bavi nekim od aspekata zaštite voda, upozna s rezultatima istraživanja u kojima su korišteni različiti kemijski, fizički i/ili biološki procesi predobrade mulja na liniji vode UPOV-a, kojima se *in situ* smanjuje stvaranje ovog otpadnog materijala te na taj način smanjuju troškovi njegove obrade i zbrinjavanja.

2. SMANJENJE PROIZVODNJE MULJA

Ugradnja uređaja za smanjenje proizvodnje mulja na liniji vode koristi se kod manjih UPOV-a kod kojih se otpadna voda obrađuje postupkom s aktivnim muljem (u svom sklopu ne sadrže digester). Potencijalne lokacije uređaja su prikazane na [slici 2](#). Uređaj (A) obično je smješten u reciklacijskoj petlji samog reaktora ili u petlji (uređaj B) za povrat mulja iz sekundarnog taložnika, čime se povećava njegova biorazgradnja te se na taj način smanjuje ukupni volumen mulja ili nastaje lakše razgradiv materijal (Perez-Elvira, 2006.; Semblante i dr., 2014.).

Smanjenje proizvodnje mulja može se postići korištenjem različiti kemijskih, fizičkih i bioloških procesa (ili njihovom kombinacijom) koji uzrokuju liziranje stanica. Puknućem stanične membrane dolazi do ispuštanja intracelularnih supstanci plazmida, proteina, staničnih organela, deoksiribonukleinske kiseline (DNK), ribonukleinske kiseline (RNK) itd. koje postaju supstrat pogodan za biorazgradnju, čime se



Slika 2: Potencijalne lokacije uređaja za smanjenje proizvodnje mulja na liniji vode UPOV-a.

postiče manja proizvodnja mulja (Romero i dr., 2015.; Aparna, 2018.; Skórkowski i dr., 2018.; Takdastana i dr., 2019.). Uz spomenute procese koji dovode do liziranja staničnih membrana, manja proizvodnja mulja može se postići i dodavanjem nekih kemijskih tvari, ankaplera, koje induciraju razdvajanje kataboličkih i anaboličkih bioloških puteva (odvojeni metabolizam) čime se favorizira gubitak metaboličke energije u vidu topline umjesto njenog korištenja za reproduktivnu funkciju (Feng i dr., 2014.; Zhou i dr., 2015.; Demir i Filibeli, 2016.; Kimura i Akita, 2017.; Yang i dr., 2019.). Proizvodnja mulja se može smanjiti i povećanjem mikrobne predacije, budući metazoe i protozoe prisutne u aktivnom mulju konzumiraju žive i mrtve bakterije te ostale sitnije organizme (Lou i dr., 2011.; Zhang i dr., 2013.; Basim i dr., 2016.; Zhu i dr., 2016.).

Odabrani proces predobrade mulja integriran u liniju vode UPOV-a mora biti jeftin, robustan, jednostavan i lak za rukovanje te ne smije utjecati na kakvoću efluenta i značajke taloženja mulja (Guo i dr., 2017.; Wang i dr., 2017.; Collivignarelli i dr., 2019.; Karlikanovaite-Balikci i Yagci, 2020.).

2.1. Kemijski procesi predobrade mulja

2.1.1. Kemijska oksidacija

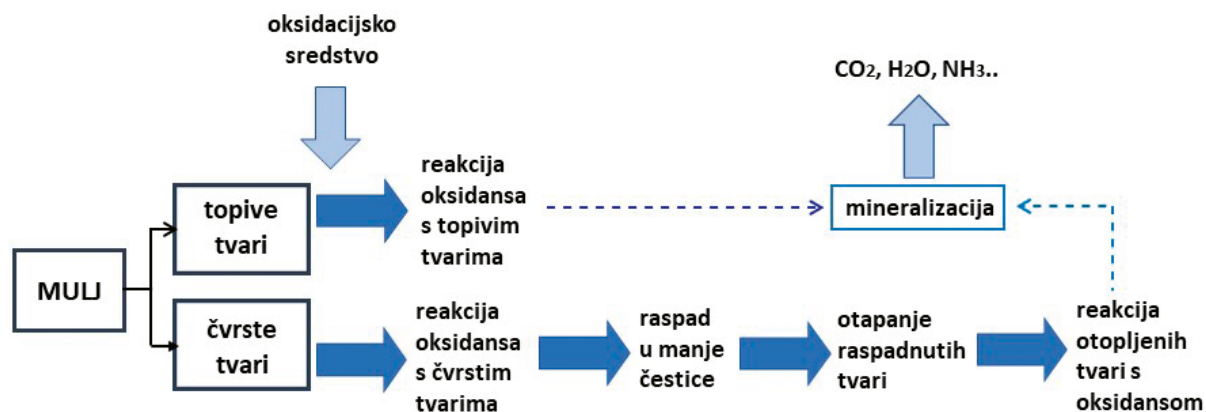
Kemijska oksidacija je najrašireniji proces kemijske predobrade koja se koristi za smanjenje proizvodnje mulja (Luciano i dr., 2012.; Muz i dr., 2014.; Anjum i dr., 2016.; Yildiz i Cömert, 2019.). Pri tom se koriste različita oksidacijska sredstva pomoću kojih se kako je prikazano na slici 3, dio aktivnog mulja (topive tvari) mineralizira, dok se drugi dio (čvrste tvari) otapa u biorazgradive

organske spojeve koji se zatim ponovno oksidiraju povratkom u reaktor s aktivnim muljem.

Oksidacija ozonom je dobro poznat i industrijski dokazan postupak primjerice Biolysis O[®] Ondeo-Degrémont, France); Aspal Sludge™ (Air Liquide, UK); Lyso™ (Praxair, USA) kojim se smanjuje proizvodnja ovog otpadnog materijala (Sievers i dr., 2004.; Takdastan i dr., 2019.; Kosowski i dr., 2020.). Ozonizacijom dolazi do dezintegracije pahulja mulja, liziranja stanica te rastvaranja i mineralizacije čvrstih i topivih organskih tvari.

Prednost ozonizacije mulja leži u boljem taloženju suspendiranih tvari, smanjenju umnožavanja filamentnih mikroorganizama čime se smanjuje pjenjenje te pospješuje odvodnjavanje (dehidracija) mulja (Albuquerque i dr., 2008.; Tyagi i Lo, 2011.; Lin i dr., 2016.). Dodatne pogodnosti su da se ovim postupkom uklanjaju patogeni mikroorganizmi i hlapive čvrste tvari, da se djelomično ili u potpunosti mogu biorazgraditi emergentne onečišćujuće tvari te da se olakšava otpuštanje i oporavak nutrijenata prisutnih u mulju (Qiang i dr., 2013.; Cosgun i Semerci, 2019.). Međutim, cijena proizvodnje ozona se kreće od 1 do 1,5 eura po kg O₃, pa je i cijena postupka relativno visoka i iznosi između 150 i 600 eura po toni ukupne suspendirane tvari, TSS (Sievers i dr., 2004.). Stoga se preporuča da doza ozona iznosi 0,03 – 0,05 g O₃ g⁻¹ TSS čime se postiže ravnoteža između učinkovitosti i cijene koštanja postupka. Također je pokazano da se isprekidanom ozonizacijom količina nastalog mulja može smanjiti i do 80 %, te da je utrošak ozona znatno manji nego pri kontinuiranoj ozonizaciji, čime postupak postaje ekonomičniji (Muz i dr., 2014.; Semblante i dr., 2017.). Kako se vidi iz podataka prikazanih u tablici 1, smanjenje proizvodnje mulja ovisno o dozi ozona, mjerilu procesa te tipu vode, kreće se od 35 do 95 %.

Klor i klorov dioksid su oksidansi koji se također koriste za redukciju mulja na liniji vode, a čija se učinkovitost uglavnom istražuje u laboratorijskom i pilotnom mjerilu. Tako primjerice, pri koncentraciji klora od 0,015 do 0,26 g po g TSS, količina mulja se može smanjiti za 25 do 65 %. Međutim, kao i kod ozonizacije, pri višim koncentracijama klora, učinkovitost procesa opada zbog djelomične inhibicije biomase uzrokovane dodatkom



Slika 3: Smanjenje proizvodnje mulja korištenjem nekog oksidacijskog sredstva.

oksidansa (Fazelipour i dr., 2011.; Velho i dr., 2016.; Zerva i dr., 2021.). Premda je klorinacija u usporedbi s ozonizacijom relativno jeftin postupak, njena je primjena ograničena zbog nastajanja štetnih međuprodukata poput primjerice, trihalometana te loše taloživosti mulja (Chen i dr., 2001.).

Taj se problem može izbjeći uporabom klorovog dioksida (ClO_2) koji je jači oksidans od klora te ga treba u manjim koncentracijama, a nastajanje štetnih međuprodukata je minimizirano (Al-Fatlawi i Al-Hussein, 2014.). Kako se vidi iz [tablice 1](#), pri koncentraciji ClO_2 od 2 do 10 mg g^{-1} TSS zbog oksidacije stanica mikroorganizama te njihovog liziranja, proizvodnju mulja je moguće smanjiti za 33 do 44 % (Wang i dr., 2011.; Zuriaga-Agusti i dr., 2012.; Peng i dr., 2015.).

2.2. Fizički procesi predobrade mulja

2.2.1. Mehanički postupak

Cilj mehaničkog postupka predobrade mulja je povećanje njegove dezintegracije do koje dolazi zbog razbijanja pahulja mulja i/ili stanica bakterija djelovanjem vanjskih sila, ponajprije smicajnih. Najčešće korišten mehanički postupak na liniji vode koji se spominje u literaturi je ultrazvučna obrada mulja. Kako je prikazano na [slici 4](#), ovisno o primijenjenoj energiji, sonifikacijom dolazi do razbijanja pahulja mulja i staničnih stjenki mikroorganizama pri čemu dolazi do ispuštanja intracelularnih supstanci koje postaju supstrat pogodan

za biorazgradnju. U kojoj će se mjeri mulj dezintegrirati, ovisi o privedenoj snazi, vremenu trajanja postupka te količini TSS u mulju.

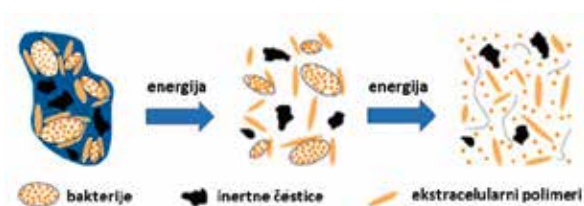
Obrada ultrazvukom se temelji na kavitaciji i stvaranju radikala koji su jako oksidacijsko sredstvo. Ultrazvuk dovodi do akustične kavitacije u kapljevinu pri čemu prvo nastaju mjehurići, zatim slijedi njihov rast, te se na kraju procesa događa implozija mjehurića. Implozija može izazvati mikroskopsku pojavu kratkotrajnih temperatura ($5000\text{ }^\circ\text{C}$) i tlakova (50 MPa) te stvaranja mikromlazova koji dosežu brzinu preko 100 m s^{-1} koji mehanički razbijaju mulj (Pill i dr., 2011.; Le i dr., 2015.; Skórkowski i dr., 2018.). Ultrazvukom također nastaju $\text{OH}\cdot$, $\text{HOO}\cdot$ i $\text{H}\cdot$ radikali te vodikov peroksid koji uzrokuju razgradnju mulja. Ovim se mehaničkim postupkom pospješuje dezintegracija pahulja (čime raste brzina prijenosa supstrata i kisika do stanica), liziranje stanica bakterija, topivost organskih tvari te se u slučaju visokog stupnja dezintegracije također povećava njegovo taloženje i odvodnjavanje. Dezintegracijom mulja smanjuje se i viskozitet što olakšava miješanje u biološkom reaktoru (Zhang i dr., 2007.; Erden i Filibeli, 2010.; Pill i dr., 2011.; Trzcinski i dr., 2015.; Górka i dr., 2018.; Xu i dr., 2019.). Nedostatak procesa je velika potrošnja energije te erozija ultrasonične dezintegracijske sonde koja se mora češće mijenjati.

Frekvencija ultrazvuka se obično kreće od 20 – 40 kHz pri kojoj se količina mulja može smanji između 25 i

Tablica 1: Smanjenje proizvodnje mulja korištenjem kemijskih procesa predobrade.

POSTUPAK	UVJETI	MJERILO/REAKTOR/ OTPADNA VODA	REZULTATI	LITERATURA
Oksidacija O_3	0,05 $\text{g O}_3\text{ g}^{-1}$ MLSS, SRT = 51 d	puno/PAM/RV	SM = 95 %	Yasui i dr., 1996.
	0,06 $\text{g O}_3\text{ g}^{-1}$ TSS, SRT = 11 d	puno/PAM/RV	SM = 35 %	Sievers i dr., 2004.
	1,27 $\text{mg O}_3\text{ g}^{-1}$ MLSS, SRT = 4 d	laboratorijsko/PAM/RV	SM = 84 %	Muz i dr., 2014.
	0,05 $\text{g O}_3\text{ g}^{-1}$ TSS, SRT = 25 d	laboratorijsko/PAM/SV	SM = 40 %	Demir i Filibeli, 2014.
	0,56 $\text{mg O}_3\text{ mg}^{-1}$ TSS $t = 50\text{ min}$	laboratorijsko/PAM/RV	SM = 42 %	Ehsanifar i dr., 2018
	0,98 $\text{g O}_3\text{ kg}^{-1}$ MLSS, 2 doze O_3 , 30 % povratnog mulja ozonizirano, $t = 2\text{ h}$	puno/PAM/RV	SM = 75 %	Chiavola i dr., 2021.
Oksidacija Cl	133 mg Cl g^{-1} MLSS, $t = 1\text{ dan}$	Pilotno/MBR/SV	SM = 65 %	Saby i dr.; 2003.
	15 mg Cl g^{-1} MLSS	pilotno/SBR/SV	SM = 49%	Takdastan i dr., 2010.
	0,26 g Cl g^{-1} TSS	pilotno/SBR/SV	SM = 50 %	Fazelipour i dr. 2011.
	0,066 g Cl g^{-1} TSS, $t = 1\text{ min}$	laboratorijsko/PAM/RV	SM = 25 %	Velho i dr., 2016.
Oksidacija ClO_2	10 $\text{mg ClO}_2\text{ g}^{-1}$ TSS, $t = 10\text{ min}$	laboratorijsko/SBR/RV	SM = 58 %	Wang i dr., 2011.
	2,5 $\text{mg ClO}_2\text{ g}^{-1}$ TSS, $t = 1\text{ dan}$	laboratorijsko/SBR/SV	SM = 46 %	Zuriaga-Agusti i dr., 2012.
	2 $\text{mg ClO}_2\text{ g}^{-1}$ TSS, $t = 80\text{ d}$	laboratorijsko/SBR/RV	SM = 33 %	Peng i dr., 2015.

Napomena: MBR – membranski bioreaktor; PAM - proces s aktivnim muljem; RV- realna voda; SBR - sekvencijalni šaržni reaktor; SM-smanjenje mulja; SV – sintetska voda



Slika 4: Dezintegracija mulja pod utjecajem ultrazvuka (modificirano prema Vergara i dr., 2013.)

91 % (tablica 2). Prethodnim zgušnjavanjem mulja prije ultrazvučne obrade značajno se smanjuje proizvodnja mulja koja iznosi 68 %, a bez prethodnog zgušnjavanja 41 % (Foladori i dr., 2010.). Da je dezintegracija mulja uzrokovana ultrazvukom mnogo veća ako mulj sadrži veću koncentraciju TSS potvrđeno je u radu Neisa i dr. (2008.). Pri istoj frekvenciji UVZ od 31 kHz, redukcija mulja pri koncentraciji TSS od $10,4 \text{ g dm}^{-3}$ iznosila je 20 %, a pri $34,4 \text{ g TSS dm}^{-3}$ 33 %. Može se zaključiti, da pri većoj koncentraciji TSS raste broj kontakata čvrste tvari i eksplozivirajućih kavitacijskih mjehurića te se na taj način pospješuje razgradnja mulja. He i dr. (2011.) su istražili utjecaj procesnih parametara kako bi poboljšali energetska učinkovitost procesa (EUP). Našli su da na potrošnju energije najveći utjecaj ima udio mulja koji je podvrgnut sonifikaciji (MPS). S porastom količine mulja koji je sonificiran, raste stupanj njegove dezintegracije, ali raste i utrošak energije. Na osnovi dobivenih rezultata zaključili su da je pri $\text{MPS} = 15 \%$ postignuta zadovoljavajuća redukcija mulja ($106 \text{ mg dm}^{-3} \text{ d}^{-1}$) te da EUP iznosi svega $0,012 \text{ kg TSS kWh}^{-1}$.

Danas je u svijetu u pogonu preko 30 komercijalnih postrojenja na kojima se rabi ultrazvučna tehnologija

(primjerice, Ultrawaves – Wasser und Umwelttechnologien GmbH, Germany i Sonix™ – Sonico, UK) prvenstveno za smanjenje mulja na liniji mulja i nešto rjeđe na liniji vode zbog ekonomskih razloga (Tuan i dr., 2015.). Primjena UVZ na liniji vode UPOV-a u gradu Bünde (54.000 ES) prikazana je u radu Neisa i dr. (2008.). U uređaju s aktivnim muljem koji je isprekidano aeriran, 30 % mulja je sonificirano, a lizat je (interni izvor ugljika čime je poboljšana nitrifikacija) recirkulacijom vraćen u proces s aktivnim muljem. Na taj je način postignuto 25 % – tno smanjenje proizvodnje mulja, a njegovo odvodnjavanje je povećano za 2 %.

2.2.2. Termički postupak

Pri termičkom postupku predobrade mulja (grijanje mulja) dolazi do narušavanja strukture mulja, raspada nakupina pahulja te liziranja stanica čime je omogućeno da intracelularni materijal postaje dostupan za daljnju biorazgradnju. (Zhang i dr., 2020.; Penghe i dr., 2020.). Pri tom je glavni parametar o kojem ovisi učinkovitost procesa, temperatura, a u manjoj mjeri vrijeme trajanja postupka. Proces se može provoditi pri niskim ($70 - 95 \text{ }^\circ\text{C}$) ili visokim temperaturama ($100 - 210 \text{ }^\circ\text{C}$). Podaci pokazuju da pri temperaturama ispod $100 \text{ }^\circ\text{C}$ dolazi do djelomične redukcije mulja (Prorot i dr., 2011.; Seswoya i dr., 2016.). Međutim, temperature iznad $180 \text{ }^\circ\text{C}$ ne doprinose značajno biorazgradnji mulja. Štoviše, zapaženo je da biorazgradnja opada zbog stvaranja tvrdokornih spojeva povezanih s Millardovim reakcijama (Dwyer i dr., 2008.; Aboufloth i dr., 2015.). Kako bi se smanjili troškovi obrade mulja na liniji vode, temperatura obično iznosi ispod $100 \text{ }^\circ\text{C}$. Za smanjenje nastajanja mulja termičkom obradom, mulj se prije ulaska u kontakti

Tablica 2: Smanjenje proizvodnje mulja korištenjem fizičkih procesa predobrade.

POSTUPAK	UVJETI	MJERILO/REAKTOR OTPADNA VODA	REZULTATI	LITERATURA
Postupak s ultrazvukom	$l = 0,25 \text{ W cm}^{-3}$, SRT = 6 d, $t = 10 \text{ min}$	laboratorijsko/PAM/RV	SM = 44 %	Cao i dr., 2006.
	$E_s = 120 \text{ kW kg}^{-1} \text{ DS}$, $t = 15 \text{ min}$	laboratorijsko/SBR/SV	SM = 91 %	Zhang i dr., 2007.
	$l = 1,6 \text{ W cm}^{-3}$, $f = 25 \text{ kHz}$, $t = 15 \text{ min}$	laboratorijsko/SBR/RV	SM = 59 %	Li i dr., 2008.
	$f = 31 \text{ kHz}$, $l = 8 \text{ W cm}^{-2}$, $t = 90 \text{ min}$	puno/PAM/RV	SM = 25 %	Neis i dr., 2008.
	$E_s = 20,0 \text{ kWh kg}^{-1} \text{ DS}$	pilotno/SBR/RV	SM = 54 %	Zhang i dr., 2009.
	$E_s = 20,0 \text{ kWh kg}^{-1} \text{ TSS}$, MPS = 30 %	pilotno/SBR/RV	SM = 68 %	He i dr., 2011.
Termički postupak	$T = 90 \text{ }^\circ\text{C}$, pH = 7,5, $t = 3 \text{ h}$	piltno/MBR/SV	SM = 60 %	Canales i dr., 1994.
	$T = 95 \text{ }^\circ\text{C}$, SRT = 12 d, $t = 45 \text{ min}$	pilotno/PAM/RV	SM = 55 %	Camacho i dr., 2005.
	$T = 95 \text{ }^\circ\text{C}$, HRT = 24 h, $t = 40 \text{ min}$	laboratorijsko/PAM/RV	SM = 50 %	Paul i dr., 2006.
	$T = 90 \text{ }^\circ\text{C}$, HRT = 15,3 h, $t = 60 \text{ min}$	pilotno/PAM/RV	SM = 30 %	Laurent, 2011.
	$T = 60 \text{ }^\circ\text{C}$, $Q = 30 \text{ dm}^3 \text{ d}^{-1}$ $t = 5 \text{ h}$	pilotno/PAM/SV	SM = 46 %	Mahmoudi i dr., 2011.

Napomena: DS – otopljena čvrsta tvar; E_s – specifična energija ultrazvuka; f – frekvencija ultrazvuka; MBR – membranski bioreaktor; MPS – udio mulja podvrgnut sonifikaciji; PAM – proces s aktivnim muljem; Q – volumni protok; RV – realna voda; SBR – sekvencijalni šaržni reaktor; SM – smanjenje mulja; SRT – vrijeme zadržavanja mulja; SV – sintetska voda

reaktor (hidrolizator) u kojem dolazi do hidrolize, grije parom i/ili izmjenjivačem topline, a nastali se lizat zatim uvodi u uređaj s aktivnim muljem. Pri tom se prije termičke obrade preporuča zgušnjavanje mulja kako bi se uštedjelo na energiji potrebnoj za uklanjanje vode iz mulja te smanjio volumen tj. veličina hidrolizatora (Xue i Huang, 2007.). Glavni nedostatak termičkog postupka na liniji vode je visoka cijena grijanja mulja koji sadrži veliku količinu vode i malu koncentraciju čvrste tvari. Stoga postoji samo manji broj radova u kojima je istražena učinkovitost termičkog postupka u laboratorijskom ili pilotnom mjerilu. Kako se vidi iz [tablice 2](#), postupak se provodi pri temperaturi od 90 do 95 °C pri čemu je količina mulja smanjena za 50 do 60 % (Canales i dr., 1994.; Camacho i dr., 2005.; Paul i dr., 2006.).

2.3. Biološki procesi predobrade mulja

2.3.1. Dodatak termofilnog aerobnog reaktora

Smanjenje mulja može se postići ugradnjom termofilnog aerobnog reaktora u petlju za povrat mulja u reaktor s aktivnim muljem u kojem dolazi do enzimatske hidrolize kao posljedice djelovanja temperature i termofilnih bakterija. Proces se provodi pri temperaturi od 55 do 70 °C, pH = 5 – 8,5 te hidrauličkog vremena zadržavanja (HRT) od 1 do 3 dana (Foladori i dr., 2010.). Prije nego što mulj iz sekundarnog taložnika uđe u termofilni reaktor, podvrgava se mehaničkom zgušnjavanju kako bi se tijekom njegovog grijanja u izmjenjivaču topline uštedilo na energiji. U termofilnom aerobnom reaktoru dolazi do transformacije mulja zbog termičkog djelovanja i djelovanja termofilnih bakterija, primjerice *Bacillus stearothermophilus*, koje luče hidrolitičke enzime kao što je teremički stabilna ekstracelularna proteaza koja razgrađuje mikrobne stanice hidrolizirajući staničnu membranu (Guo i Xu, 2011.; Merrylin i dr., 2013.; Lü i dr., 2016.). Pri temperaturi od 65 °C gotovo 98 % mezofilnih bakterija prisutnih u mulju umire, a preostalih 2 % termofilnih bakterija su sposobne lučiti proteazu, rasti i razgrađivati mulj (Burgess i Pletschke, 2008.). Lizirani mulj (dezintegrirane

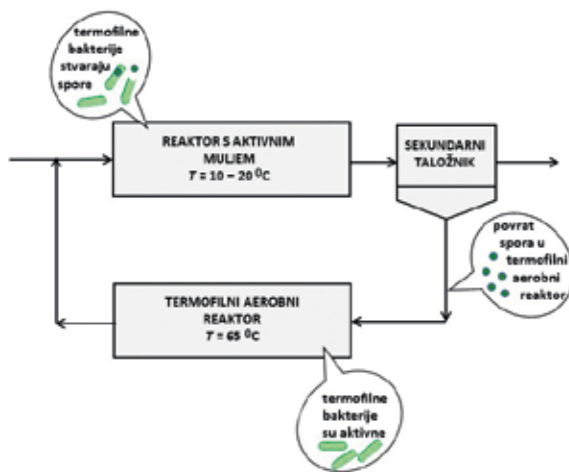
pahulje mulja i stanične membrane) se zatim uvodi u reaktor s aktivnim muljem gdje ga mezofilne bakterije mineraliziraju. Termofilne bakterije u reaktoru s aktivnim muljem (mezofilna temperatura) preživljavaju tvoreći endospore, a nakon povrata u termofilni reaktor i ponovnog uspostavljanja povoljnih uvjeta, bakterije se vraćaju u vegetativni oblik i proces se nastavlja ([slika 5](#)).

Topivost organske frakcije mulja u termofilnom reaktoru uglavnom ovisi o vremenu zadržavanja i kreće se između 30 i 40 %. Pritom se u lizatu (tekućina koja sadrži sastojke liziranih stanica) povećavaju vrijednosti KPK i BPK, koje se zatim smanjuju kad lizat uđe u uređaj s aktivnim muljem pa ukupna redukcija mulja može iznositi i do 80 % ([tablica 3](#)). Enzimatska hidroliza s termofilnim bakterijama je dobro poznat industrijski proces (S-TE Process® - Kobelco-Eco-Solution Co., Japan i Biolysis®E - Ondeo Degrémont, Francuska) koji se rabi za redukciju mulja na liniji vode manjih UPOV-a. Prednost procesa je u velikoj brzini biorazgradnje, inaktivaciji patogenih mikroorganizama te filamentnih bakterija koje uzrokuju pjenjenje i nadimanje mulja te smanjenju proizvodnje mulja čime se smanjuju troškovi njegove daljnje obrade. Nedostatak procesa je trošak vezan uz zagrijavanje mulja, porast koncentracije fosfora u efluentu kao i otežani prijenos kisika u glavnoj masi fluida zbog njegove slabe topivosti pri visokim temperaturama (Foladori i dr., 2010.). U slučaju da se proces u termofilnom reaktoru provodi pri $T > 75$ °C, za aeraciju se umjesto zraka mora koristiti čisti kisik, što u velikoj mjeri poskupljuje proces (Collivignarelli i dr., 2015.).

2.3.2. Dodatak anaerobnog reaktora

Redukcija mulja na liniji vode se može postići ugradnjom anaerobnog reaktora (AR) u povratni tok mulja, čime se mulj ciklički podvrgava aerobnim i anaerobnim uvjetima. Premda postoji neslaganje oko mehanizma ovog procesa, u većem se broju radova pretpostavlja da do redukcije mulja dolazi odvojenim mehanizmom. Naime, u anaerobnom katabolizmu zbog nedostatka kisika kao završnog elektron akceptora, stvaranje adenozin trifosfata (ATP) je mnogo manje nego kod aerobnih procesa. Stoga je anaerobni metabolizam mnogo manje djelotvoran od aerobnog metabolizma što za posljedicu ima znatno manju proizvodnju mulja (Chen i dr., 2003.; Ye i Li, 2018.; Jin i dr., 2008.; Wang i dr., 2015.; Ferrentino i dr., 2018.; Karlikanovaite-Balikci i Yagci, 2019.).

OSA (engl. *Oxic-Settling-Anaerobic*) je prvi proces u kojem je AR integriran u konvencionalni proces s aktivnim muljem (Chudoba i dr., 1992.). Istu konfiguraciju rabili su i neki drugi autori primjerice Ye i dr., 2008.; Semblante i dr., 2014.; Wang i dr., 2015.; Alli i dr., 2018.; Sodhi i dr., 2020. U nekim je istraživanjima, umjesto konvencionalnog aerobnog reaktora korišten sekvencijalni šaržni reaktor, SBR (Data i dr., 2009.; Sun i dr., 2010.; Chon i dr., 2011.; Ferrentino i dr., 2016., 2021.), membranski biološki reaktor, MBR (Chen i dr., 2003.; Saby i dr. 2003.;; Cheng i dr., 2017.), aerobno/anoksični sustav, A/AS (Niing i dr.,



Slika 5: Shematski prikaz integracije termofilnog aerobnog reaktora u UPOV(modificirano prema Foladori i dr., 2010.).

Tablica 3: Smanjenje proizvodnje mulja korištenjem bioloških procesa predobrade.

POSTUPAK	UVJETI	MJERILU/REAKTOR OTPADNA VODA	REZULTATI	LITERATURA
Dodatak termofilnog aerobnog reaktora	$T = 65\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_{\text{MLSS}} = 3000\text{ mg dm}^{-3}$ $t = 270\text{ d}$	pilotno/ PAM-TAR/RV	SM = 75 %	Shiota i dr., 2002.
	$T = 60\text{ }^{\circ}\text{C}$, $t = 300\text{ d}$	puno/PAM-TAR/RV Biolysis® E	SM = 80 %	Délérís i dr., 2003
	$T = 50\text{ }^{\circ}\text{C}$, $\text{pH} = 8$, $t = 120\text{ h}$, V.A. proteaze = $0,41\text{ U cm}^{-3}$	laboratorijsko/PAM-TAR/RV	SM = 54 %	Li dr., 2009.
Dodatak anaerobnog reaktora	SRT = 80 d, $\text{HRT}_{\text{AR}} = 10\text{ d}$, OR = 10 %, $T = 19\text{ }^{\circ}\text{C}$	laboratorijsko/SBR-O SA/RV	SM = 49 %	Chon i dr., 2011.
	SRT = 5 d, $\text{HRT}_{\text{AR}} = 9\text{ h}$, OR = 30 %, ORP = -180 mV	pilotno/PAM-O SA/RV	SM = 35 %	Torregrossa i dr., 2012.
	SRT = 60 d, $\text{HRT}_{\text{AR}} = 6\text{ h}$, OR = 100 %, ORP = -150 mV	laboratorijsko/A/O- OSA/RV	SM = 32 %	Zhou i dr., 2015.
	SRT = 115 d, $\text{HRT}_{\text{AR}} = 10\text{ h}$, ORP = -170 mV $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$	laboratorijsko/PAM- OSA/SV	SM = 33 %	Wang i dr., 2015.
	SRT = 2,5 d, $\text{HRT}_{\text{AR}} = 2,5\text{ d}$, OR = 100 %, ORP = -400 mV , $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$	laboratorijsko/SBR- OSA/RV	SM = 66 %	Ferrentino i dr., 2018.
	SRT = 70 d, $\text{HRT}_{\text{AR}} = 19\text{ h}$, OR = 8 %, $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$	laboratorijsko/SBR- OSA/RV	SM = 58 %	Karlikanovaite-Balikci i Yagci, 2019.
Dodatak kemijskih metaboličkih ankaplera	$0,4\text{ mg dm}^{-3}$ 3,3',4',5'- tetraklorosalicilanilid	laboratorijsko/PAM/ SV	SM = 60 %	Rho i dr., 2007.
	1 mg dm^{-3} 3,3',4',5'- tetraklorosalicilanilid, $T = 30\text{ }^{\circ}\text{C}$, $\text{HRT} = 12\text{ h}$	laboratorijsko /SBR/ RV	SM = 19 %	Stoppa i dr., 2014.
	$1,86\text{ cm}^3\text{ m}^{-3}$ tetrakishidroksimetil)fosfonijum sulfat	pilotno/AAOS/RV	SM = 22,5 %	Guo i dr., 2014.
	$0,4\text{ mg dm}^{-3}$ 3,3',4',5'-tetraklorosalicilanilid	laboratorijsko/PAM/ RV	SM = 40 %	Velho i dr., 2016.
	3 mg dm^{-3} 3,3',4',5'-tetraklorosalicilanilid, $\text{pH} = 7$, $T = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$	laboratorijsko/SBR/SV	SM = 40 %	Yang i dr., 2019.
	Dodatak predatora	<i>Tubificidae</i> , $\text{HRT} = 6\text{ h}$, $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$, $\text{pH} = 7$, $C_{\text{DO}} = 4,7\text{ mg dm}^{-3}$, ORE = 1,4	laboratorijsko/ integrirani sustav (PAM + cijevni reaktor s recirkulacijom) /RV	SM = 48 %
<i>Branchinria Sowerbyi</i> + <i>Limnodrilus sp.</i> , SRT = 30 d, $\text{HRT} = 15\text{ h}$, $C_{\text{DO}} = 0,5-3\text{ mg dm}^{-3}$		pilotno/integrirani sustav (PAM+ cijevni reaktor s ispunim)/RV	SM = 10 %	Guo i dr., 2007.
<i>Lumbriculus variegatus</i> , $t = 8\text{ d}$ $C_{\text{DO}} =$ $3-6\text{ mg dm}^{-3}$		laboratorijsko/ dvostupanjski sustav (kemostat + PAM)/RV	SM = 33 %	Basim i dr., 2016.
<i>Ciliate</i> , $t = 64\text{ d}$, $\text{SRT}_{\text{PAM}} = 13-30\text{ d}$, $\text{SRT}_{\text{MMBR}} < 1\text{ d}$, $\text{HRT}_{\text{PAM}} = 10-11\text{ h}$, $\text{HRT}_{\text{MMBR}} = 1,2-1,3\text{ h}$		puno/dvostupanjski sustav (MBBR + PAM)/ RV	SM = 42 %	Revilla i dr., 2016.
<i>Tubifex tubifex</i> , $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$, $\text{pH} = 7$, $C_{\text{DO}} =$ 5 mg dm^{-3}		laboratorijsko/ dvostupanjski sustav(kemostat + PAM)/RV	SM = 47 %	de Valk i dr., 2016

Napomena: A/A/OS – anaerobno/anoksni/oksni sustav; ; A/AS - aerobno/anoksni sustav; AR – anaerobni reaktor; C_{DO} – koncentracija otopljenog kisika; C_{MLSS} – koncentracija suspendirane tvari u reaktoru; HRT – hidrauličko vrijeme zadržavanja; MBR – membranski bioreaktor MMBR - *moving bed biofilm reactor*; OR – omjer razmjene; ORE – omjer recirkulacije; ORP – oksido-redukcijski potencijal; PAM- proces s aktivnim muljem; RV – realna voda; SBR – sekvencijalni šaržni reaktor; SM – smanjenje mulja; SRT – vrijeme zadržavanja mulja; SV – sintetska voda; TAR-termofilni aerobni reaktor; V.A. volumna aktivnost enzima

2014.; Zohu i dr., 2015.; Pareja i dr., 2018.) ili aerobno/ anaerobno/anoksični sustav, A/A/AS (Biminex™ proces) čime se simultano uklanjaju nutrijenti te smanjuje proizvodnja mulja (Coma i dr., 2013.; Zhou i dr., 2015a.; Karlikanovaite-Balikci i dr., 2019.). Cannibal® proces za redukciju mulja na liniji vode je prvi proces u kojem je AR implementiran u punom mjerilu (Novak i dr., 2007.; Curtis i dr., 2011.). Kod ovog procesa, dio mulja iz sekundarnog taložnika prolazi kroz posredni spremnik, bubanjnsko sito

i hidrociklon koji uklanjaju pijesak i druge inertne krutine (fizički postupak), zatim ulazi u anaerobni reaktor te na kraju u aerobni reaktor (biološki postupak).

U brojnim se radovima navodi, da je integracija AR u proces s aktivnim muljem vrlo jednostavna, da se pritom štedi energija, da se u usporedbi s konvencionalnim procesom prinos na mulju može smanjiti za 20 – 60 %, bez negativnog utjecaja na kakvoću efluenta i taložne značajke mulja (Ye i dr., 2008.; Chon i dr.,

2011.; Coma i dr., 2013.; Zhou i dr., 2015.; Pareja i dr., 2018.; Karlikanovaite-Balikci i Yagci, 2019.;). Pri tome su glavni parametri koji utječu na redukciju mulja; temperatura, vrijeme zadržavanja mulja u sustavu (SRT), oksido-redukcijski potencijal vode (ORP) tj. koncentracija oksidansa ili reducensa u vodi, hidrauličko vrijeme zadržavanja mulja u AR (HRT_{AR}) te omjer razmjene (OR) tj. omjer količine mulja koji ulazi u anaerobni reaktor i količine u glavnom reaktoru (tablica 3).

2.3.3. Dodatak kemijskih metaboličkih ankaplera

Smanjenje proizvodnje mulja može se postići dodavanjem različitih kemijskih tvari (ankaplera) koje induciraju razdvajanje kataboličkih i anaboličkih bioloških puteva bakterijskih i eukariotskih stanica čime se favorizira gubitak metaboličke energije u vidu topline umjesto njene uporabe za reproduktivnu funkciju. Za razliku od redukcije mulja liziranjem stanica – kriptičnim rastom, gdje dolazi do ubijanja i liziranja mikrobnih stanica, dodatak ankaplera samo djelomično odvaja katabolizam od anabolizma što dovodi do redukcije rasta stanica, ali ne i do njihove smrti. (Detchanamurthy i Gostomski, 2012.; Li i dr., 2016.; Zuriaga Agustí i dr., 2016.; Alexandre i dr., 2019.).

Većina ankaplera su liofilne slabe kiseline i protonofore koje relativno slobodno difundiraju kroz fosfolipidni dvosloj stanične membrane, a brzina prijenosa je proporcionalna koncentracijskom gradijentu kroz membranu. Jednom kada su unutar membrane, deprotonacijom fenolne hidroksilne grupe, smanjuje se gradijent protona te umjesto sinteze ATP dolazi do stvaranja topline. Što je veća koncentracija ankaplera to je i razdvajanje energije veće, maksimalni prinos rasta je manji, a time je i smanjeno stvaranje mulja (Low i dr., 2000.). Konstanta kiselosti (K_a) metaboličkog ankaplera značajno utječe na njegovu djelotvornost za redukciju mulja. Tako ankapleri s malim pK_a posjeduju veći potencijal za smanjenje proizvodnje mulja od onih s većom K_a (Yang i dr., 2019.).

Metabolički ankapleri uključuju različite tipove molekula od kojih se najčešće koriste nitro i klor fenoli poput 4-kloro-2-nitrofenola; 2,4-diklorofenola; 2,4,5-triklorofenola; 2-klorofenola; 4-klorofenola; pentaklorofenola i o-nitro-p-klorofenola (Chen i dr., 2001.; Hiraishi i Kawagishi, 2002.; Aragón i dr., 2009.; Tian i dr., 2013.; Sun i dr., 2020.). Međutim, treba imati na umu da su spomenute tvari ksenobiotici i da su potencijalno štetni za okoliš. Stoga se u novije vrijeme koristi tetrakis hidroksimetil fosfonium sulfat okolišno prihvatljiv biocid te 3,3',4',5-tetraklorosalicilanilid koji je sastavni dio sredstava za čišćenje (šamponi i sapuni) te su stoga manje toksični od ranije spomenutih fenolnih spojeva (Li i dr., 2016.).

Premda je postupak učinkovit, relativno se malo zna o optimalnim uvjetima provedbe procesa, potencijalno negativnim nuspojavama prouzročenim tim spojevima te o djelovanju ankaplera kroz duži vremenski period u kojem aklimatizacija mikroorganizama može igrati

značajnu ulogu (Foladori i dr., 2010.). Kako se vidi iz tablice 3, smanjenje proizvodnje mulja koje se kreće od 19 do 60 % ovisi o spoju koji se koristi te o njegovoj dozi.

2.3.4. Biološka predacija

Jedan od načina na koji se može smanjiti proizvodnja mulja je i uporaba viših organizama kao što su protozoe i metazoe koje se hrane mrtvim i živim bakterijama bez značajnijeg utjecaja na raspad supstrata. Kada jedan organizam (predator) konzumira drugi organizam (plijen), dio biomase i potencijalne energije gubi se u vidu topline i proizvoda izlučivanja što ima za posljedicu manji rast biomase. U radovima se navodi da je pri optimalnim uvjetima ukupni gubitak energije maksimalan, dok je proizvodnja mulja minimala (Ratsak i Verkuijlen, 2006.; Madoni, 2011.; Zhang i dr., 2013.; de Valk i dr., 2020.). Usprkos nastojanjima da se u biološkom sustavu kontrolira rast i reprodukcija predatora, zaključeno je da je to vrlo teško postići unutar reaktora s aktivnim muljem. Iz tog je razloga predložena modifikacija postupka s aktivnim muljem kod kojeg je kemostat integriran u proces s aktivnim muljem – dvostupanjski reaktorski sustav (Ratsak i dr., 1994.; Ghyyoot i Verstraete, 2000.; Wei i dr., 2003.). U prvom aerobnom stupnju (kemostat), hidrauličko vrijeme zadržavanja (HRT) je jednako starosti mulja (= SRT) i relativno je kratko, kako bi se favorizirao nagli rast bakterija, dok je u drugom stupnju (postupak s aktivnim muljem, s biofilmom, membranskim bioreaktorom) SRT dugo kako bi se favorizirao rast predatora. Pri tome je u prvom stupnju procesa HRT kritičan izvedbeni parametar. HRT mora biti dovoljno dugo kako bi se iz termostata izbjeglo ispiranje dispergiranih bakterija te dovoljno kratko kako bi se spriječio rast viših predatorskih organizama. Glavni nedostatak dvostupanjskog sustava je potreba za velikim volumenom reaktora u drugom stupnju procesa zbog dugog SRT te poteškoća vezanih uz osiguranje stabilnih i dugoročno pogodnih uvjeta za rast i razmnožavanje predatora (Ratsak i Verkuijlen, 2006.; Semblante i dr., 2014.). Pogodniji je sustav u kojemu je reaktor s predatorima integriran u recirkulacijsku petlju reaktora s aktivnim muljem (Guo i dr., 2007.; Huang i dr., 2007.; Wei i dr., 2009.). Prednosti sustava su niski kapitalni troškovi, ograničena potreba za energijom te dobra taloživost mulja. Međutim, takav sustav zahtijeva dodatni prostor za smještaj reaktora s predatorima, a efluent sadrži povećanu koncentraciju fosfora (Zhang i dr., 2020a.).

Među protozoama, cilijate (primjerice iz roda *Epistylis* i *Cyclidium*) pokazuju predatorski efekt za mikrofaunu aktivnog mulja čime se proizvodnja mulja može smanjiti te pospješiti njegovo taloženje (Ratsak i dr., 1994.; Ghyyoot i Verstraete, 2000.; Wei i dr., 2003.; Pajdak-Stós i dr., 2017.). Međutim, daleko se češće rabe crvi koji pripadaju porodicama *Aeolosomatidae*, *Tubificidae* (uključujući potporodicu *Naidinae*) i *Lumbriculidae*, budući zbog svoje veličine pokazuju daleko veći potencijal za redukciju mulja i s njima se lakše rukuje (Rastak, 2006.; Wei i Liu,

2006.; Guo i dr., 2007.; Basim i dr., 2012., 2016.). Kako se vidi iz **tablice 3**, redukcija mulja ovisno o procesnim uvjetima, konfiguraciji sustava i tipu predatora kreće se između 10 i 50 %.

3. USPOREDBA POSTUPAKA ZA SMANJENJE PROIZVODNJE MULJA

U **tablici 4** zbirno su prikazane prednosti i nedostaci pojedinih postupaka za smanjenje proizvodnje mulja te glavni parametri o kojima ovisi učinkovitost postupka.

Kako je vidljivo iz **tablice 4**, gotovo svi postupci predobrade učinkovito smanjuju proizvodnju mulja. To se posebice odnosi na ozonizaciju mulja, enzimatsku hidrolizu pomoću termofilnih bakterija te predobradu mulja ultrazvukom. Također je vidljivo da je korištenjem gotovo svih postupaka predobrade, taloživost mulja poboljšana. Tako se u radu Déléris i sur. (2003.) navodi da se korištenjem Biolysis® O procesa (ozonizacija mulja), početni indeks mulja (SVI) smanji za više od 70 % (s 210 ml g⁻¹ na 60 ml g⁻¹). Ultrazvučna predobrada

Tablica 4: Usporedba učinkovitosti te prednosti i nedostaci postupaka korištenih za smanjenje proizvodnje mulja.

POSTUPCI ZA SMANJENJE PROIZVODNJE MULJA	GLAVNI PARAMETRI O KOJIMA OVISI UČINKOVITOST PROCESA	SMANJENJE PROIZVODNJE MULJA (USPOREDBA S KONTROLNIM PROCESOM)	PREDNOSTI	NEDOSTACI
Ozonizacija	Doza ozona, vrijeme kontakta, ponavljanje postupka	30 – 95 %	Visoka učinkovitost, poboljšano taloženje mulja, redukcija filamentnih bakterija (pjenjenje), primjena u punom mjerilu	Visoki investicijski i operativni troškovi, neznatan porast koncentracije KPK i P u efluentu
Dezintegracija ultrazvukom	Specifična energija i intenzitet ultrazvuka, konfiguracija reaktora, tip ultrazvučnog pretvarača	25 – 91 %	Kratko vrijeme kontakta, lako rukovanje, redukcija filamentnih bakterija (pjenjenje), poboljšano taloženje mulja pri niskim energijama (>1000 kJ kg TSS), nema stvaranja neugodnog mirisa, primjena u punom mjerilu	Značajna potrošnja energije, korozija ultrazvučne sonde, troškovi vezani uz zamjenu ultrazvučne sonde, pogoršano taloženje mulja pri visokim energijama (< 1000 kJ kg TSS), ne dolazi do inaktivacije patogena
Termička dezintegracija	Temperatura, vrijeme kontakta, ponavljanje postupka	30 - 60 %	Poboljšano taloženje mulja, redukcija filamentnih bakterija (pjenjenje), inaktivacija patogena	Visoki investicijski i operativni troškovi, problemi s korozijom, stvaranje neugodnog mirisa, potreba za visokom koncentracijom TS u mulju kako bi proces bio ekonomičan
Enzimatska hidroliza pomoću termofilnih bakterija	Temperatura, vrijeme zadržavanja, koncentracija otopljenog kisika, prisutnost termofilnih bakterija	54 – 80 %	Redukcija filamentnih bakterija (pjenjenje) i patogena, primjena u punom mjerilu	Potrošnja energije za grijanje, poteškoće u prijenosu kisika, porast P u efluentu
Dodatak anaerobnog reaktora	Volumen i tip reaktora, ORP, HRT, SRT, pH, omjer razmjene	32 – 66 %	Umjereni investicijski i operativni troškovi, redukcija filamentnih bakterija (pjenjenje), poboljšano taloženje mulja, nema stvaranja neugodnog mirisa, primjena u punom mjerilu	Porast koncentracije P u efluentu, proces nije u potpunosti istražen
Dodatak kemijskih metaboličkih ankaplera	Doza i vrsta ankaplera	19 – 60 %	Laka primjena (samo je potreban dodatak kemikalija)	Visoki troškovi vezani uz nabavu kemikalija, aklimatizacija bakterija na kemikalije, neke kemikalije su kesenobiotici, pogoršanje odvodnjavanja i taloženja mulja
Biološka predacija	Vrsta predatora, površina ili volumen reaktora s predatorima, koncentracija otopljenog kisika, SRT	10 – 50 %	Niski operativni troškovi, mala potreba za energijom, poboljšano taloženje mulja	Potreba za prostorom radi reaktora s predatorima (investicijski troškovi), povećana potrošnja kisika, porast koncentracije P u efluentu

mulja također pozitivno djeluje na taloženje što se vidi iz vrijednosti za SVI koja se s početnih 150 ml g⁻¹ smanji na 85 ml g⁻¹ (Vergara i dr., 2012.). Kod biološke predacije, taloženje mulja je za 50 % bolje nego kod konvencionalnog procesa. SVI na početku procesa iznosi 120 ml g⁻¹, a na kraju 60 ml g⁻¹ (de Valk i dr., 2016.). Pozitivan učinak predobrade na taloženje mulja nije zamijećeno kod predobrade mulja ultrazvukom visoke specifične energije (Chu i dr., 2001.; Tytła i Zielewicz, 2016.) te dodatkom kemijskih metaboličkih ankaplera (Velho i dr., 2016.).

Neki postupci mogu u manjoj mjeri utjecati na kakvoću efluenta tj. koncentraciju KPK, N i P u efluentu. Tako primjerice predobrada mulja ozonom dovodi do neznatnog porasta koncentracije KPK u efluentu zbog stvaranja biološki nerazgradivih organskih spojeva. Ovisno o dozi oksidansa, porast KPK u efluentu može iznositi od 10 do 14 % što u konačnici ne utječe na kakvoću efluenta koji se ispušta u okoliš (Böhler i Siegrist, 2004.; Nagare i dr., 2008.; Foladori i dr., 2010.). Guo i dr. (2007.) su zamijetili da je tijekom predobrade mulja s *Tubificidae* (biološka predacija) koncentracija ukupnog dušika (TN) u efluentu porasla za 9 % (s početnih 42,0 na 46,9 O₂ mg dm⁻³) zbog manje asimilacije dušika u biomasu. Posljedica nekih postupaka predobrade je porast koncentracije fosfora u efluentu do kojeg dolazi zbog liziranja mikrobnih stanica prisutnih u mulju. Tako pri ozonizaciji mulja pri koncentraciji ozona 0,20 g O₃ g⁻¹ SS koncentracija ukupnog fosfora (TP) u efluentu iznosi 40,68 mg dm⁻³ što je za 14 % više nego na početku procesa (Wang i dr., 2020.), dok Zhang i dr. (2017a.) navode da se pri koncentraciji ozona od 0 do 82 g O₃ g⁻¹ SS koncentracija TP u efluentu kreće od 10 – 70 mg dm⁻³. Porast koncentracije TP u efluentu (s 7,38 na 8,02 mg dm⁻³) zamijećen je i predobradom mulja pomoću *Tubificidae* (Wei i dr., 2009.). Kako bi se zadovoljili zakonski propisi za ispuštanje u okoliš (TP = 10 mg dm⁻³), potrebna je daljnja obrada efluenta kako bi se fosfor uklonio, odnosno oporavio, što je mnogo bolja opcija, budući da su izvori fosfora neobnovljivi i nezamjenjivi, a potrebe u poljoprivredi iz dana u dan rastu (Amann i dr., 2021.).

Različiti procesi predobrade mulja uvelike se razlikuju u instalacijskim/operativnim zahtjevima, a njihova ekonomska isplativost uglavnom ovisi o cijeni koštanja obrade i zbrinjavanja mulja te o kapitalnim i operativnim troškovima instaliranog uređaja.

U slučaju ozonizacije mulja koji se najčešće koristi za obradu mulja na liniji vode, oba troška ovise o veličini UPOV-a, dozi oksidansa te o dijelu mulja koji se podvrgava ozonizaciji (Park i dr., 2002.; Chiavola i dr., 2021.; Crutchik i dr., 2022.). Tako se primjerice u radu Parka i dr. (2003.) navodi da pri dozi ozona 0,02 g O₃ g⁻¹ ST kapitalni troškovi rastu s početnih (bez ozona) 112.000 eura na 120.000 eura, a operativni i troškovi održavanja (O&M) s 134.000 eura na 142.000 eura. Pritom oba troška rastu s porastom doze ozona. Uspoređujući ukupne troškove predobrade mulja ozonom i troškove spaljivanja mulja

našli su da su troškovi spaljivanja i troškovi predobrade (za UPOV veličine 15.000 m³ d⁻¹ i dozu oksidansa 0,05 g O₃ g⁻¹ ST) gotovo isti i iznose 390.000 eura g⁻¹. Zaključili su da je za UPOV-e, manje od 15.000 m³ d⁻¹ korištenjem veće doze oksidansa ozonizacija mulja isplativija opcija od spaljivanja, dok je za manju dozu ozona (0,02 g O₃ g⁻¹ ST) predobrada mulja isplativa opcija i za UPOV-e čija veličina iznosi i do 20.000 m³ d⁻¹.

Ekonomska analiza isplativosti ozonizacije mulja na realnom UPOV-u istražena je i u radu Chiavola i dr. (2021.). Godišnji trošak odlaganja 728 t mulja bez ozonizacije iznosio je 126.720 eura. Korištenjem prve doze O₃ (0,55 kg O₃ h⁻¹) postiže se 50 % smanjenje proizvodnje mulja, a uz drugu dozu (0,8 kg O₃ h⁻¹) 75 % smanjenje, čime se troškovi odlaganja mulja smanjuju i iznose 82.368 i 60.192 eura, a ušteda na troškovima odlaganja iznosi 44.325 i 66.528 eura. Uzimajući u obzir trošak proizvodnje ozona (potrošnja kisika, energija za proizvodnju O₃, proizvodnja O₃) koji za 1. dozu O₃ iznosi 20.051 eura, a za 2. dozu 26.401 eura, zaključeno je da čista ušteda na troškovima odlaganja mulja iznosi 24.301 eur odnosno 40.127 eura. Kako nabavna cijena uređaja za ozoniranje iznosi 83.950 eura, povrat investicije u slučaju ozonizacije mulja s 2. dozom ozona očekuje se za dvije godine.

Kako navode Déléris i dr. (2003.) integriranjem Biolysis®E procesa (enzimatska hidroliza pomoću termofilnih bakterija) u WWTP (10.000 ES, Aydoilles, France) količina proizvedenog mulja s početnih 50 t god.⁻¹ smanjena je za 60 % čime su kapitalni i O&M troškovi smanjeni za 170 odnosno 160 eura po toni neproizvedenog mulja. Na taj način, godišnja ušteda ukupnih troškova UPOV-a iznosi 10.000 eura što je više od troškova za većinu postupaka obrade i zbrinjavanja mulja.

4. ZAKLJUČAK

Obrada i zbrinjavanje mulja predstavlja usko grlo svakog UPOV-a. Premda je danas na raspolaganju veliki broj različitih tehnoloških mogućnosti obrade i gospodarenja muljem svi su povezani s visokim investicijskim i operativnim troškovima koji mogu iznositi od 25 do 65 % ukupnih troškova poslovanja.

Stoga su u radu prikazani različiti fizikalni, kemijski i biološki procesi integrirani u liniju vode UPOV-a kojima se može smanjiti proizvodnja ovog otpadnog materijala. Međutim, u uporabi je samo nekoliko njih i to zbog različitih ograničenja koja se odnose ne samo na cijenu koštanja, nego i na njihovu izvodljivost, učinkovitost, pouzdanost, poteškoću u izvedbi, utjecaju na okoliš te stvaranja potencijalno toksičnih međuprodukata.

Ozonizacija mulja je dobro poznat i industrijski dokazan proces (Biolysis O®, Aspal Sludge™, Lyso™) koji učinkovito smanjuje proizvodnju mulja, pozitivno utječe na taloženje suspendiranih tvari, na smanjenje umnožavanja filamentnih mikroorganizama čime se smanjuje pjenjenje te pospješuje odvodnjavanje mulja. Zbog velike potrošnje energije potrebne za proizvodnju

ozona, kapitalni i operativni troškovi su visoki. Međutim, ugradnjom ozonizatora u liniju vode UPOV-a nastaje znatno manje mulja nego kod konvencionalnog procesa s aktivnim muljem, stoga su i troškovi vezani uz odvodnjavanje i odlaganje mulja manji te je proces ekonomski i ekološki isplativ.

Dezintegracijom mulja ultrazvukom povećava se njegovo taloženje i odvodnjavanje, smanjuje pjenjenje i nadimanje mulja te smanjuje viskozitet čime se olakšava miješanje u biološkom reaktoru. Danas je u pogonu preko 30 komercijalnih postrojenja na kojima se rabi ultrazvučna tehnologija (Ultrawaves – Wasser, Sonix™) prvenstveno za smanjenje mulja na liniji mulja i nešto rjeđe na liniji vode. Što se tiče ekonomičnosti procesa, operativni troškovi su direktno povezani sa specifičnom potrošnjom energije, a kapitalni s nabavkom ultrazvučnog uređaja.

Enzimatska hidroliza s termofilnim bakterijama je dobro poznat industrijski proces (S-TE Process®, Biolysis®E) koji se rabi za redukciju mulja na liniji vode manjih UPOV-a. Ugradnjom termofilnog aerobnog reaktora u proces s aktivnim muljem inaktiviraju se patogeni mikroorganizmi i filamentne bakterije koje uzrokuju pjenjenje i nadimanje mulja te se smanjuje proizvodnja mulja, čime se smanjuju troškovi njegove daljnje obrade. Kapitalni troškovi procesa uključuju nabavu reaktora, sustava za grijanje reaktora i povrat topline, dok se operativni troškovi i troškovi održavanja (O i M) odnose na utrošak energije za grijanje reaktora do termofilne temperature. Međutim, ukupni troškovi su manji od nekih troškova zbrinjavanja mulja.

Cannibal® proces za redukciju mulja na liniji vode je prvi proces u kojem je anaerobni reaktor implementiran u punom mjerilu u proces s aktivnim muljem. Kod ovog procesa, dio mulja iz sekundarnog taložnika prolazi kroz posredni spremnik, bubanjsko sito i hidrociklon koji uklanjaju pijesak i druge inertne krutine (fizički postupak), zatim ulazi u anaerobni reaktor te na kraju u aerobni reaktor (biološki postupak). Cikličko podvrgavanje mulja aerobnim i anaerobnim uvjetima dovodi do smanjenja njegove proizvodnje. Premda su kapitalni i O i M troškovi relativno visoki, proces je ekonomski isplativ za redukciju mulja na manjim UPOV-ima.

Može se zaključiti da su neki postupci predobrade mulja koji se navode u radu prikladni za implementaciju u liniju vode UPOV-a što se postiže naknadnom ugradnjom specifične opreme. U kojoj će mjeri najprikladniji postupak biti odabran, ovisi o mnogim čimbenicima uključujući kakvoću i količinu mulja nastalog na UPOV-u, regulatorne aspekte, lokalne uvjete, investicijske i operativne troškove odabranog tehničkog rješenja, broj i vještinu operatora, stav kompanije koja se bavi pročišćavanjem otpadnih voda uključujući i dobavljače tehnologije.

Pri tome treba provesti komparativnu analizu različitih postupaka kako bi se odabralo najbolje rješenje. Također je potrebna detaljna evaluacija ekonomske prednosti odabrane tehnologije s troškovima konačnog odlaganja mulja, kako bi se optimizirao izbor postupka i izbjegli neočekivani troškovi. ■

LITERATURA:

- Aboulfoth A.M.; El Gohary E.H.; El Monayeri O.D. (2015.): Effect of thermal pretreatment on the solubility of organic matters in a mixture of primary and waste activated sludge. *Journal of Urban and Environmental Engineering* 9, 82-88.
- Albuquerque J.S.; Domingos, J.C.; Sant'Anna Jr. G.L.; Dezotti M. (2008.): Application of ozonation to reduce biological sludge production in an industrial wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 58, 1971-1976.
- Alexandre V.M.F.; Gutarra M.L.E.; Freire D.M.G.; Cammarota M.C. (2019.): Potential for waste reduction in activated sludge systems: Evaluation of the initial conditions of a rapid test with rhamnolipid biosurfactant. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 7, 702-715.
- Al-Fatlawi A. H.; Al-Hussein A.N. A. (2014.): THMs reduction in water treatment plant by using chlorine dioxide as disinfectant. *Mesopotamia Environment Journal*, 1, 18-29.
- Alli B.; Insel G.; Artan N.; Orhon D.; Sözena S. (2018.): Behaviour of activated sludge systems with an active heterotrophic biomass inflow – a novel perspective for sludge minimization. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 93, 406-412.
- Amann A.; Weber N.; Krampe J.; Rechberger H.; Zoboli O.; Zessner M. (2021.): Operation and performance of Austrian wastewater and sewage sludge treatment as a basis for resource optimization. *Water*, 13, 1-15.
- Anjum M.; Al-Makishah N.H.; Barakat M.A. (2016.): Wastewater sludge stabilization using pre-treatment methods. *Process Safety and Environment Protection*, 102, 615-632.
- Aparna N. (2018.): Cell lysis cryptic growth method using ozonation for excess sludge minimization: A review. *Advances in Recycling and Waste Management*, 3, 1-4.
- Aragón C.A.; Quiroga J.M.; Coello M.D. (2009.): Comparison of four chemical uncouplers for excess sludge reduction. *Environmental Technology* 30, 707-714.
- Basim Y.; Farzadkia M.; Jaafarzadeh N.; Hendrickx T. (2012.): Sludge reduction by *Lumbriculus variegatus*

- in Ahwas wastewater treatment plant Iranian. *Journal of Environmental Health Sciences and Engineering*, 9, 1-5.
- Basim Y.; Jaafarzadeh N.; Farzadkia M. (2016.): A novel biological method for sludge reduction by aquatic worms. *International Journal of Environmental Science and Development*, 7, 253-256.
- Boguniewicz-Zablocka J.; Klosok-Bazan I.; Capodaglio A.G. (2021.): Sustainable management of biological solids in small treatment plants: overview of strategies and reuse options for a solar drying facility in Poland. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 24680-24693.
- Böhler M.; Siegrist H. (2004.): Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking. *Water Science and Technology*, 49, 41-49.
- Burgess J.E.; Pletschke B.I. (2008.): Hydrolytic enzymes in sewage sludge treatment: A mini-review. *Water SA*, 34, 343-350.
- Camacho P.; Ginestet P.; Audic J.M. (2005.): Understanding the mechanism of thermal disintegrating treatment in the reduction of sludge production. *Water Science and Technology*, 52, 235-245.
- Canales A.; Pareilleux R.J.L.; Goma G.; Huyard A. (1994.): Decreased sludge production strategy for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 30, 97-106.
- Cao X.Q.; Chen J.; Cao Y.L.; Zhu J.Y.; Hao X.D. (2006.): Experimental study on sludge reduction by ultrasound. *Water Science and Technology*, 54, 87-93.
- Chen G.H.; Saby S.; Djaer M.; Mo H.K. (2001.) New approaches to minimize excess sludge in activated sludge systems. *Water Science and Technology*, 44, 203-208.
- Chen G.H.; An K.J.; Saby S.; Brois E.; Djafer M. (2003.): Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process (OSA process). *Water Resource*, 37, 3855-3866.
- Cheng C.; Zuho Z.; Niu T.; An J.; Shen X.; Pan W.; Chen Z.; Liu J. (2017.): Effects of side-stream ratio on sludge reduction and microbial structures of anaerobic side-stream reactor coupled membrane bioreactors. *Bioresource Technology*, 234, 380-388.
- Chiavola A.; Salvati C.; Bongiolami S.; Di Marcantonio C.; Boni M.R. (2021.): Techno-economic evaluation of ozone-oxidation for sludge reduction at the full-scale. Comparison between the application to the return activated sludge (RAS) and the sludge digestion unit. *Journal of Water Process Engineering*, 42, 102114.
- Chon D. H.; Rome M.; Kim Y. M.; Park C. (2011.): Investigation of the mechanism of sludge reduction in activated sludge with an anaerobic side-stream reactor. *Water Science and Technology*, 63, 93-99.
- Chu C.P.; Chang B.V.; Liao, G.S.; Jean D.; Lee, D.J. (2001.): Observations on changes in ultrasonically treated waste-activated sludge, *Water Research*, 35, 1038-1046.
- Chudoba P.; Morel A.; Capdeville B. (1992.): The case of both energetic uncoupling and metabolic selection of microorganisms in the OSA activated sludge system. *Environmental Technology*, 13, 761-770.
- Collivignarelli M.C. Bertanza G.; Sordi M.; Pedrazzani R. (2015.): High-strength wastewater treatment in a pure oxygen thermophilic process: 11-year operation and monitoring of different plant configurations. *Water Science and Technology*, 71, 588 -596.
- Collivignarelli M.C.; Abba A.; Miino M.C.; Torretta V. (2019.): What advanced treatments can be used to minimize production of sewage sludge in WWTPs? *Applied Science*, 9, 1-23.
- Coma M.; Rovira S.; Canals J.; Colprim J. (2013.): Minimization of sludge production by a side stream reactor under anoxic conditions in a pilot plant. *Bioresource and Technology*, 129, 229-235.
- Cosgun S.; Semerci N. (2019.): Combined and individual applications of ozonation and microwave treatment for waste activated sludge solubilization and nutrient release. *Journal of Environmental Management*, 241, 76-83.
- Crutchik D.; Franchi O.; Jeison D.; Vidal G.; Pinto A.; Pedrouso A.; Campos J.L. (2022.) Techno-economic evaluation of ozone application to reduce sludge production in small urban WWTPs Sustainability, 14, 1-12
- Curtis B.A.; Kutcher T.; Roehl M.E. (2011.): Conditioning system for activated wastewater treatment process. *United States Patent, US 7,993,522 B2*
- Datta T., Liu Y., Goel R. (2009.): Evaluation of simultaneous nutrient removal and sludge reduction using laboratory scale sequencing batch reactors. *Chemosphere*, 76, 697-705.
- Délérés E.S.; Larose A.; Geaugey V.; Lebrun T (2003.): Innovative strategies for the reduction of sludge production in activated sludge plant: BIOLYSIS® O and BIOLYSIS® E. *International Conference on Wastewater Sludge as Resource (BIOSOLIDS 2003)*, pp.55-61.
- Demir Ö.; Filibeli A. (2014.): Effects of partial ozonation on activated sludge process for the minimization of excess sludge production during biological treatment. *Desalination and Water Treatment*, 52, 3063-3075.
- Demir Ö.; Filibeli A. (2016.): The investigation of the sludge reduction efficiency and mechanisms in oxic-settling-anaerobic (OSA) process. *Water Science and Technology*, 73, 2311- 2323.
- Detchanamurthy S.; and Peter Alan Gostomski P.A. (2012.): Metabolic uncouplers in environmental research: a critical review. *Reviews in Chemical Engineering*, 28, 309-317.
- de Valk S.; de Susa T.A.T.; Khadem A.F.; van Lier J.; de Kreuk M.K. (2020.): The biodegradability of aquatic worm predated waste activated sludge: A sequential aerobic and anaerobic treatment approach. *Bioresource Technology Report*, 12,1-7.
- de Valk S.; Khadem A.F.; Foreman C.M.; van Lier J.B.; de Kreuk M.K. (2016.): Physical and biochemical

- changes in sludge upon *Tubifex tubifex* predation. *Environmental Technology*, 38, 1524–1538.
- Direktiva 2000/60/EZ Europskog parlamenta i vijeća od 23. listopada 2000. o uspostavi okvira za djelovanje Zajednice u području vodne politike. *Službeni list Europske unije*, 15, 48–119.
- Direktiva vijeća 91/271/EZ od 21. svibnja 1991. o pročišćavanju komunalnih otpadnih voda. *Službeni list Europske unije*, 135, 5–17.
- Direktiva komisije 98/15/EZ od 27. veljače 1998. o izmjeni Direktive vijeća 91/271/EEZ vezano uz određene zahtjeve utvrđene u Prilogu I. u toj Direktivi. *Službeni list Europske unije*, 15, 22–23.
- Direktiva 2018/851 Europskog parlamenta i vijeća od 30. svibnja 2018. o izmjeni Direktive 2008/98/EZ o otpadu. *Službeni list Europske unije*, 150, 109–140.
- Direktiva vijeća 86/278/EZ od 12. lipnja 1986. o zaštiti okoliša, posebno tla, kod upotrebe mulja iz uređaja za pročišćavanje otpadnih voda u poljoprivredi. *Službeni list Europske unije*, 15, 8–14.
- Direktiva vijeća 99/31/EZ od 26. travnja 1999. o odlagalištima otpada. *Službeni list Europske unije*, 15, 15–32.
- Direktiva 2000/76/EZ Europskog parlamenta i vijeća od 4. prosinca 2000. o spaljivanju otpada. *Službeni list Europske unije*, 15, 42–62.
- Domini M.; Abba A.; Bertanza G. (2022.): Analysis of the variation of costs for sewage sludge transport, recovery and disposal in Northern Italy: a recent survey (2015–2021). *Water Science and Technology*, 85, 1167–1175.
- Dwyer J.; Starrenburg D.; Tait S.; Barr K.; Batstone D.J.; Lant P. (2008.): Decreasing activated sludge thermal hydrolysis temperature reduces product colour, without decreasing degradability. *Water Research*, 42, 4699–4709.
- Ehsanifar M.; Jafari A.J.; Siboni M.S.; Asadgol Z.; Arfaeinia H. (2018.): Effect of ozonation and hydrogen peroxide on reducing the volume and chemical oxygen demand of waste water treatment plants sludge. *Caspian Journal of Health Research*, 3, 15–19.
- Erden G.; Filibeli A. (2010.): Ultrasonic pre-treatment of biological sludge: consequences for disintegration, anaerobic biodegradability, and filterability. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 85, 145–150.
- EurEau (2021.): Waste water treatment – sludge management, Briefing note, Available on line <https://www.eureau.org/resources/briefing-notes/5629-briefing-note-on-sludge-management/file> (accessed on 28 April 2022).
- Eurostat (2022.): Sewage Sludge Production and Disposal. Eurostat, the Statistical Office of the European Union, Available online: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/water> (accessed on 20 April 2022).
- Fang H.; Zhang H.; Han L.; Mei J.; Ge Q.; Long Z.; Yu Y. (2018.): Exploring bacterial communities and biodegradation genes in activated sludge from pesticide wastewater treatment plants via metagenomic analysis. *Environmental Pollution*, 243, 1206–1216.
- Fazelipour M.; Takdastan A.; Jou M.S.S. (2011.): Survey on chlorine application in sequencing batch reactor waste sludge in order to sludge minimization. *Asian Journal of Chemistry*, 23, 2994–2998.
- Feng X.C.; Guo W.Q.; Yang S.S.; Zheng H.S.; Du J.; Wu Q.L.; Ren N.Q. (2014.): Possible causes of excess sludge reduction adding metabolic uncoupler, 3,3',4',5'-tetrachlorosalicylanilide (TCS), in sequence batch reactors. *Bioresource Technology*, 173, 96–103.
- Ferrentino R.; Langone M.; Merzari F.; Tramonte L.; Andreottola G. (2016.): A review of anaerobic side-stream reactor for excess sludge reduction: Configurations, mechanisms, and efficiency. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46, 382–405.
- Ferrentino R.; Langone M.; Villa R.; Andreottola G. (2018.): Strict anaerobic side-stream reactor: effect of the sludge interchange ratio on sludge reduction in a biological nutrient removal process. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 1243–1256.
- Ferrentino R.; Langone M.; Andreottola G. (2021.): Sludge reduction by an anaerobic side-stream reactor process: A full-scale application. *Environmental Challenges*, 2, 1–8.
- Foladori P.; Andreottola G.; Ziglio G. *Sludge reduction technologies in wastewater treatment plants*, IWA Publishing, London, UK, 2010.
- Fytilli, D.; Zabaniotou, A. (2008.): Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12, 116–140.
- GEA - German Environment Agency. Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland (Sewage Sludge Disposal in the Republic of Germany); Technical Report; German Environment Agency (Umweltbundesamt): Dessau, Germany, 2018.
- Ghyoot W., Verstraete W. (2000.): Reduced sludge production in a two-stage membrane-assisted bioreactor. *Water Research*, 34, 205–215.
- Górka J.; Cimochoicz-Rybicka M.; Fryńlewicz-Kozak B. (2018.): Effect of ultrasonic and thermal disintegration of water treatment sludge. *E3S Web of Conferences* 44, 1–6.
- Guo X.-S.; Liu J.-X.; Wei Y.-S.; Lin L. (2007.): Sludge reduction with Tubificidae and the impact on the performance of the wastewater treatment process. *Journal of Environmental Sciences*, 19, 257–263.
- Guo X.-S.; Liu J.-X.; Wei Y.-S.; Lin L. (2007.): Sludge reduction with Tubificidae and the impact on the performance of the wastewater treatment process. *Journal of Environmental Sciences*, 19, 257–263.
- Guo J.-S.; Xu Y.-F. (2011.): Review of enzymatic sludge hydrolysis. *Journal of Bioremediation and Biodegradation*, 2, 1–7.
- Guo X.; Yang J.; Liang Y. Liu J.; Xiao B. (2014.): Evaluation of sludge reduction by an environmentally

- friendly chemical uncoupler in a pilot-scale anaerobic/anoxic/oxic process. *Bioprocess Biosystem Engineering*, 37, 553–560.
- Guo W.G.; Wang X.D.; Wu Q.L. (2017.): Mechanisms and applications of in-situ excess sludge reduction strategies: A review. *Advances in Engineering Research*, 115, 248–251.
- Hall J. (2000.): Ecological and economical balance for different sludge management options, in Proceedings of workshops on problems around sludge, Eds. Heinrich Langenkamp H.; Marmo L, pp. 155–173.
- He J.; Wan T.; Zhang G.; Yang J. (2011.): Ultrasonic reduction of excess sludge from activated system: Energy efficiency improvement via operation optimization. *Ultrasonics – Sonochemistry*, 18, 99–103.
- Hiraishi A.; Kawagishi T. (2002.): Effects of chemical uncouplers on microbial biomass production, metabolic activity, and community structure in activated sludge system. *Microbes and Environments*, 17, 197–204.
- Huang X.; Liang P.; Qian Y. (2006.): Excess sludge reduction induced by *Tubifex tubifex* in a recycled sludge reactor. *Journal of Biotechnology*, 127, 443–451.
- Hvala N.; Vrečko D.; Bordon, C. (2018.): Plant-wide modelling for assessment and optimization of upgraded full-scale wastewater treatment plant performance. *Water Practice and Technology*, 13, 566–582.
- Jin W.B.; Wang J.F.; Zhao Q.L.; Lin J.K. (2008.): Performance and mechanism of excess sludge reduction in an OSA (oxic-settling-anaerobic) process. *Huanjing Kexue/Environmental Science*, 29, 726–732.
- Kalderis D.; Aivalioti M.; Gidaracos E. (2010.): Options for sustainable sewage sludge management in small wastewater treatment plants on islands: The case of Crete. *Desalination*, 260, 211–217.
- Karlikanovaite-Balikci A.; Yagci N. (2019.): Evaluation of sludge reduction in an oxic-settling-anoxic system operated with step feeding regime for nutrient removal and fed with real domestic wastewater. *Journal of Environmental Management*, 243, 385–392.
- Karlikanovaite-Balikci A.; Yagci N. (2020.): A review on promising strategy to decrease sludge production: Oxic-settling-anoxic/anaerobic process. *Environmental Research and Technology*, 3, 81–91.
- Kelessidis A.; Stasinakis A.S. (2012.): Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Management*, 32, 1186–1195.
- Kimura Z.I.; Akita H. (2017.): Comparison of excess sludge reduction effect of dichlorophenol isomer. *Journal of Pollution Effects and Control*, 5, 1–4.
- Kosowski P.; Szostek M.; Pieniażek R.; Antos P.; Skrobacz K.; Piechowiak T.; Zaczek A.; Józefczyk R.; Balawejder M. (2020): New approach for sewage sludge stabilization with ozone. *Sustainability*, 12, 1–9.
- Lachheb A.; Idrissi Y.A.; Zouhri N.; Belhamidi S.; Taky M.; El Amrani M.; Elmidaoui A. (2016.): Application of activated sludge for urban wastewater treatment and reuse for irrigation in Kenitra, Morocco. *American Journal of Applied Chemistry*, 4, 33–39.
- Laurent J. (2011.): Sludge minimization by thermal lysis during biological wastewater treatment. Experimental Study, Model Set Up and Calibration. In *Proceedings of 1st International Conference on Simulation and Modelling Methodologies, Technologies and Applications*, pp. 360–365.
- Lawson J. (2017.): Advances in activated sludge. *Engineer Live*, (9), 1–2.
- Le N.T.; Julcour-Lebigue C.; Delmas H. (2015.): An executive review of sludge pre-treatment by sonication. *Journal of Environmental Sciences*, 37, 139–153.
- Li W.; Zhang G.; Zhang P.; Liu H. (2008.): Waste activated sludge reduction using sonication and cryptic growth. *International Journal of Biotechnology*, 10, 64–72.
- Li X.; Ma H.; Wang Q.; Matsumoto S.; Maeda T.; Ogawa H.I. (2009.): Isolation, identification of sludge-lysing strain and its utilization in thermophilic aerobic digestion for waste activated sludge. *Bioresource Technology*, 100, 2475–2481.
- Li P.; Li H.; Li J.; Guo X.; Liu J.; Xiao B. (2016.): Evaluation of sludge reduction of three metabolic uncouplers in laboratory-scale anaerobic-anoxic-oxic process. *Bioresource Technology*, 221, 31–36.
- Lin C.; Liao J.; Wu H.; Wei C. (2016.): Mechanism of ozone oxidation of polycyclic aromatic hydrocarbons during the reduction of coking wastewater sludge. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 44, 1499–1507.
- Lou J.; Sun P.; Guo M.; Wu G.; Song Y. (2011.): Simultaneous sludge reduction and nutrient removal with interaction between *Tubificidae* and microorganisms: a full-scale study. *Bioresource Technology*, 102, 11132–11136.
- Low E.W.; Chase H.A.; Milner M.L.; Curtis T.P. (2000.): Uncoupling of metabolism to reduce biomass production in the activated sludge process. *Water Research*, 34, 3204–3212.
- Luciano A.; Viotti, P.; Mancini G.; Torretta V. (2012.): An integrated wastewater treatment system using a BAS reactor with biomass attached to tubular supports. *Journal of Environmental Management*, 113, 51–60.
- Lü F.; Wang J.; Shao L.; He P. (2016.): Enzyme disintegration with spatial resolution reveals different distributions of sludge extracellular polymer substances *Biotechnology for Biofuels*, 9, 1–14.
- Madoni P. (2011.): Protozoa in wastewater treatment processes: A minireview. *Italian Journal of Zoology*, 78, 3–11
- Mahmoudi P.; Takdastan A.; Alvi N.; Mosavi A.A.J.; Kaydi N. (2013.): Study of excess sludge reduction in conventional activated sludge process by heating returned sludge. *Asian Journal of Chemistry*, 25, 2627–2630.
- Merrylin J.; Kaliappan S.; Kumar S.A.; Yeom I.T.; Rajesh B.J. (2013.): Effect of extracellular polymeric substances on sludge reduction potential of *Bacillus*

- licheniformis*. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10, 85–92.
- Mininni G.; Blanch A.R.; Lucena F.; Berselli S. (2014.): EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management. *Environmental Science and Pollution Research International*, 22, 7361–7374.
- Mohammadi A.R.; Mehrdadi N.; Bidhendi G.N.; Torabian A. (2011.): Excess sludge reduction using ultrasonic waves in biological wastewater treatment. *Desalination*, 275, 67–73.
- Muz M. Ak S.; Komesli O.T.; Gökçay C.F. (2014.): Intermittent ozone application in aerobic sludge digestion. *Ozone: Science and Engineering*, 36, 57–64.
- Nagare H.; Tsuno H.; Saktaywin W.; Soyama T. (2008.): Sludge ozonation and its application to a new advanced wastewater treatment process with sludge disintegration. *Ozone: Science and Engineering*, 30, 136–144.
- Neis U.; Nickel K.; Lundén A. (2008.): Improving anaerobic and aerobic degradation by ultrasonic disintegration of biomass. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43, 1541–1545.
- Ning X.; Qiao W.; Zhang L.; Gao X. (2014.): Microbial community in anoxic–oxic–settling–anaerobic sludge reduction process revealed by 454 pyrosequencing analysis. *Canadian Journal of Microbiology*, 60, 799–809.
- NN 1/2022. Odluka o donošenju Izmjena Plana gospodarenja otpadom Republike Hrvatske za razdoblje 2017. – 2022. godine
- Novak J.T.; Chon D.H.; Curtis B.-A.; Doyle M. (2007.): Biological solids reduction using the Cannibal. *Water Environmental Research*, 79, 2380–2386.
- Pajdak-Stós A.; Sobczyk M.; Fiałkowska E.; Kocerba-Soroka W.; Fyda J. (2017.): The effect of three different predatory ciliate species on activated sludge microfauna. *European Journal of Protistology*, 58, 87–93.
- Park K.Y.; Ahn K.-H.; Maeng S.K.; Hwang J.H.; Kwon J.K. (2003.): Feasibility of sludge ozonation for stabilization and conditioning. *Ozone: Science and Engineering*, 25, 73–80.
- Paul E.; Camacho P.; Sperandio M.; Ginestet P. (2006a.): Technical and economical evaluation of a thermal and two oxidative techniques for the reduction of excess sludge production. *Process Safety and Environmental Protection*, 84, 247–252.
- Paul E.; Camacho P.; Lefebvre D.; Ginestet P. (2006.): Organic matter release in low temperature thermal treatment of biological sludge for reduction of excess sludge production. *Water Science and Technology*, 54, 59–68.
- Peng H.; Liu W.; Li Y.; Xiao H. (2015.): Sludge reduction by direct addition of chlorine dioxide into a sequencing batch reactor under operational mode of repeatedly alternating aeration/non-aeration. *Water Science and Technology*, 72, 1534–1542.
- Penghe Z.; Yuling L.; Chuanchuan D.; Pengliang W. (2020.): Study on dissolution characteristics of excess sludge by low temperature thermal hydrolysis and acid production by fermentation. *ACS Omega*, 5, 26101–26109.
- Pareja P.M.R.; Cruz C.A.A.; Alonso J.M.Q.; Oviedo M.D.C. (2018.): Incorporating the oxic–settling–anaerobic (OSA) process into an anoxic–oxic system for sewage sludge reduction and nutrient removal. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, 37, 1068–1074.
- Perez-Elvira S.I.; Diez P.N.; Fernández-Polanco F. (2006.): Sludge minimisation technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 375–398.
- Pilli S.; Bhunia P.; Yan S.; LeBlanc R.J.; Tyagi R.D.; Surampalli R.Y. (2011.): Ultrasonic pre-treatment of sludge: a review. *Ultrasonic and Sonochemistry*, 18, 1–18.
- Prorot A.; Laurent J.; Christoph D.; Leprat P. (2011.): Sludge disintegration during heat treatment at low temperature: A better understanding of involved mechanisms with a multiparametric approach. *Biochemical Engineering Journal*, 54, 178–184.
- Ratsak C.H.; Kooi B.W.; van Verseveld H.W. (1994.): Biomass reduction and mineralization increase due to the ciliate *Tetrahymena Pyriformis* grazing on the bacterium *Pseudomonas Fluorescens*. *Water Science and Technology*, 29, 119–28.
- Ratsak C.H.; Verkuijlen J. (2006.): Sludge reduction by predatory activity of aquatic oligochaetes in wastewater treatment plants: science or fiction? A review. *Hydrobiologia*, 564, 197–211.
- Revilla M.; Galán B.; Vigur J.R. (2016.): Analysis and modelling of predation on biofilm activated sludge process: Influence of microbial distribution, sludge production and nutrient dosage. *Bioresource Technology*, 220, 572–583.
- Rho S.; Nam G.-N.; Shi J.-Y.; Jahng D. (2007.): Effect of 3,3',4',5-tetrachlorosalicylanilide on reduction of excess sludge and nitrogen removal in biological wastewater treatment process. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 17, 1183–1190.
- Romero P.; Coello M.D.; Aragón C.A.; Eusebi A.L. (2015.): Sludge reduction at low ozone doses: predictive effects and full-scale study. *Water Science and Technology*, 71, 191–196.
- Qiang, Z., Nie, Y., Ben, W., Qu, J., Zhang, H. 2013. Degradation of endocrine-disrupting chemicals during activated sludge reduction by ozone. *Chemosphere*, 91, 366–373.
- Saby S.; Djafer M.; Chen G.H. (2003.): Effect of low ORP in anoxic sludge zone on excess sludge production in oxic–settling–anoxic activated sludge process. *Water Research*, 37, 11–20.
- Sakai Y.; Aoyagi T.; Shiota N.; Akashi A.; Hasegawa S. (2000.): Complete decomposition of biological waste sludge by thermophilic aerobic bacteria. *Water Science and Technology*, 42, 81–88.

- Semblante G.U.; Hai F.I.; Ngo H.; Guo W.; You S.; Price W.E.; Nghiem L.D. (2014.): Sludge cycling between aerobic, anoxic and anaerobic regimes to reduce sludge production during wastewater treatment: performance, mechanisms and implications. *Bioresource Technology*, 155, 395–409.
- Semblante G.U.; Hai F.I.; Dionysiou D.D.; Fukushi K.; Price W.E.; Nghiem L.D. (2017.): Holistic sludge management through ozonation: a critical review. *Journal of Environmental Management*, 185, 79–95.
- Seswoya R.; Karim A.T.A. (2016.): Low thermal pretreatment as method for increasing the bioavailability of organic matters in domestic mixed sludge. *MATEC Web of Conferences*, 47, 1–5.
- Shiota N.; Akashi A.; Hasegawa S. (2002.): A strategy in wastewater treatment process for significant reduction of excess sludge production. *Water Science and Technology*, 45, 127–134.
- Sievers M.; Ried A.; Koll R. (2004.): Sludge treatment by ozonation – evaluation of full-scale results. *Water Science and Technology*, 49, 247–53.
- Skórkowski Ł.; Zielewicz E.; Kawczynski A.; Gil B. (2018.): Assessment of excess sludge ultrasonic, mechanical and hybrid pre-treatment in relation to the energy parameters. *Water*, 10, 1–15.
- Sodhi V.; Bansal A.; Jha M.K. (2020.): Minimization of excess bio-sludge and pollution load in oxic-settling-anaerobic modified activated sludge treatment for tannery wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 243, 1–10.
- Stoppa T.V.; Munteer A.H.; Alves P.H.G.; Gomes F.H.C. (2014.): Reducing excess production of activated sludge in bleached Kraft pulp mill effluent treatment. *O Papel*, 12, 76–81.
- Sun L. P.; Randall C. W.; Novak J. T. (2010.): The influence of sludge interchange times on the oxic-settling-anaerobic process. *Water Environmental Research*, 82, 519–523.
- Sun L.P.; Lin Y.J.; Shi C.Y.; Wang S.Q.; Luo W.X.; Wang M. (2020.): Effects of interchange ratio on sludge reduction and microbial community structures in an anaerobic/anoxic/ oxic process with combined anaerobic side-stream reactor. *Water Science and Technology*, 81, 1250–1263.
- Takdastan A.; Azimi A.; Jaafarzadeh N. (2010.) Biological excess sludge reduction in municipal wastewater treatment by chlorine. *Asian Journal of Chemistry*, 22, 1665–1674.
- Takdastan A.; Rahmani A.R.; Almasi H. (2019.): A review of the effects of ozonation process on biological sludge reduction. *Desalination and Water Treatment*, 162, 125–133.
- Tian Y.; Zhang J.; Wu D.; Li Z.; Cui Y. (2013.): Distribution variation of a metabolic uncoupler, 2,6-dichlorophenol (2,6-DCP) in long-term sludge culture and their effects on sludge reduction and biological inhibition. *Water Research*, 47, 279–288.
- Torregrossa M.; Di Bella G.; Di Trapani D. (2012.): Comparison between ozonation and the OSA process: analysis of excess sludge reduction and biomass activity in two different pilot plants. *Water Science and Technology*, 66, 185 – 192.
- Trzcinski A.; Tian X.; Wang C.; Lin L.; Ng W. (2015.): Combined ultrasonication and thermal pre-treatment of sewage sludge for increasing methane production. *Journal of Environmental Science and Health. Part A*, 50, 213–223.
- Turek A.; Wieczorek K.; Wolf W.M. (2019.): Digestion procedure and determination of heavy metals in sewage sludge—An analytical problem. *Sustainability*, 11, 1–10.
- Tyagi V.K.; Lo S.L. (2011.): Application of physico-chemical pre-treatment methods to enhance the sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: An up-to-date review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 10, 215–242.
- Tyła M.; Zielewicz E. (2016.): The effect of ultrasonic disintegration process conditions on the physicochemical characteristics of excess sludge. *Archives of Environmental Protection*, 42, 19–26.
- Velho V.F.; Daudt G.C.; C.Martins C.L.; Filho P.B.; Costa R.H.R. (2016.): Reduction of excess sludge production in an activated sludge system based on lysis-cryptic growth, uncoupling metabolism and folic acid addition. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 33, 47–57.
- Vergara, L.; Nickel, K.; Neis, U. (2012.): Optimization of asset by ultrasound to achieve lowest operational costs. *6 th European Waste Water Management Conference and Exhibition*, Manchester, UK, pp. 1–18.
- Vergara L.; Swain D.; Melia J. (2013.): Sludge reduction and biological nutrient removal by ultrasound. *7th European Waste Water Management Conference*, Organized by Aqua Enviro Technology Transfer, pp. 1–37.
- Vouk D.; Malus D.; Tedeschi S. (2011.): Muljevi s komunalnih uređaja za pročišćavanje otpadnih voda. *Građevinar*, 63, 341–349.
- Vouk D.; Serdar M.; Nakić D.; Anić-Vučinić A. (2016.): Korištenje mulja s UPOV-a u proizvodnji cementnog morta i betona. *Građevinar*, 68, 199–210.
- Vouk D. (2020.): Postupanje s muljem iz uređaja za pročišćavanje otpadnih voda – primjeri dobre prakse. *Zbornik radova Hrvatskog graditeljskog foruma 2020 Izazovi u graditeljstvu*, str. 261–299.
- Wang G.; Jun S.; Shen H.; Liang S.; He X.; Xie Y.; Li L.; Hu Y. (2011.): Reduction of excess sludge production is sequencing batch reactor through incorporation of chlorine dioxide oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, 192, 93–98.
- Wang J.; Li S.Y.; Jiang F.; Wu K.; Liu G-L.; Lu H.; Chen G-H. (2015.): A modified oxic-settling-anaerobic activated sludge process using gravity thickening for excess sludge reduction. *Scientific Report*, 5, 1–10.
- Wang Q.; Wei W.; Gong Y.; Yu Q.; Sun J.; Yuan Z. (2017.): Technologies for reducing sludge production in

- wastewater treatment plants: State of art. *Science of the Total Environment*, 587-588, 510-521.
- Wang L.; Li Z.; Ma J.; Liu X.; Liu Y. (2020.): Migration and transformation of phosphorus in waste activated sludge during ozonation. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 30315-30322.
- Wei Y.; Van Houten R.T.; Borger A.R.; Eikelboom D.H.; Fan Y. (2003.): Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37, 4453-4467.
- Wei Y.; Liu J. (2006.): Sludge reduction with a novel combined worm-reactor. *Hydrobiologia*, 564, 213-222.
- Wei Y.; Wang Y.; Guo X.; Liu J. (2009.): Sludge reduction potential of the activated sludge process by integrating an oligochaete reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 87-91.
- Xia Y.; Wen X.; Zhang B.; Yang Y. (2018.): Diversity and assembly patterns of activated sludge microbial communities: A review. *Biotechnology Advances*, 36, 1038-1047.
- Xu X.; Cao D.; Wang Z.; Liu J.; Gao J.; Sanchuan M.; Wang Z. (2019.): Study of ultrasound treatment for municipal sludge. *Ultrasonic - Sonochemistry*, 57, 29-37.
- Xue T. and Huang X. (2007.): Releasing characteristics of phosphorus and other substances during thermal treatment of excess sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 19, 1153-1158.
- Yang X.; Xu X.; Wei X.; Li J.; Wan J. (2019.): Assessment of the sludge reduction of the metabolic uncoupler 3,3',4',5'-tetrachlorosalicylanilide (TCS) in activated sludge culture. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 1-10.
- Yasui, H.; Nakamura K.; Sakuma S.; Iwasaki M.; Sakai Y. (1996.): A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production. *Water Science and Technology*, 34, 395-404.
- Ye F-X.; Zhu R.; Li Y. (2008.): Effect of sludge retention time in sludge holding tank on excess sludge production in the oxic-settling-anoxic (OSA) activated sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 114, 109-114.
- Ye C.; Yang X.; Zhao F.J.; Ren L. (2016.): The shift of the microbial community in activated sludge with calcium treatment and its implication to sludge settleability. *Bioresource Technology*, 207, 11-18.
- Ye F-X.; Li Y. (2018.): Oxic- settling-anoxic (OSA) process combined with 3,3',4',5'-tetrachlorosalicylanilid (TCS) to reduce excess sludge production in the activated sludge system. *Journal of Biochemical Engineering*, 49, 229-234.
- Yildiz S.; Cömert A. (2019.): Fenton process effect on sludge disintegration. *International Journal of Environmental and Health Research*, 2019, 1-16.
- Zerva I.; Remmas N.; Kagalou I.; Melidis P.; Ariantsi M.; Sylaios G.; Ntougias S. (2021.): Effect of chlorination on microbiological quality of effluent of a full-scale wastewater treatment plant. *Life*, 11, 1-23.
- Zhang G.; Zhang P.; Yang J.; Chen Y. (2007.): Ultrasonic reduction of excess sludge from the activated sludge system. *Journal of Hazardous Materials*, 145, 515-519.
- Zhang G.; He J.; Zhang P.; Zhang J. (2009.): Ultrasonic reduction of excess sludge from activated sludge system II: urban sewage treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 30, 1105-1109.
- Zhang X.; Tian Y.; Wang Q.; Lin H. (2013.): Waste sludge reduction using *Limnodrilus hoffmeisteri*: growth, development and sludge predation potential of aquatic worm correlate with process conditions. *Ecological Engineering*, 58, 406-413.
- Zhang X.; Wang X.Q.; Wang D.F. (2017.): Immobilization of heavy metals in sewage sludge during land application process in China: A review. *Sustainability*, 9, 1-19.
- Zhang J.; Tian Y.; Zhang J. (2017a.): Release of phosphorus from sewage sludge during ozonation and removal by magnesium ammonium phosphate. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 23794-23802.
- Zhang D.; Feng Y.; Huang H.; Khunjar W.; Wang Z.-W. (2020.): Recalcitrant dissolved organic nitrogen formation in thermal hydrolysis pretreatment of municipal sludge. *Environmental International*, 138, 1-9.
- Zhang X.; Zeng H.; Wang Q.; Li J.; Ma C. (2020a.): Sludge predation by aquatic worms: Physicochemical characteristics of sewage sludge and implications for dewaterability. *Journal of Cleaner Production*, 258, 120612.
- Zhou Z.; Qiao W.; Xing C.; An Y.; Shen X.; Ren W.; Jiang L.; Wang L. (2015.): Microbial community structure of anoxic-oxic-settling-anaerobic sludge reduction process revealed by 454-pyrosequencing. *Chemical Engineering Journal*, 266, 249-257.
- Zhou Z.; Hu D.; Jiang L.; Xing C.; Zhu Y.; Jiang M. (2015a.): Nitrification kinetics of a full-scale anaerobic /anoxic / aerobic wastewater treatment plant. *Desalination and Water Treatment*, 56, 2046- 2054.
- Zhu X.; Yuan W.; Wang Z.; Zhou M.; Guan J. (2016.): Effect of warm predation on changes in waste activated sludge properties. *Water Environment Research*, 88, 387-393.
- Zrnčević S. (2019.): Obrada industrijske otpadne vode iz industrije celuloze i papira. *Hrvatske Vode*, 27, 317-342.
- Zuriaga Agusti E.; Garrido Mauri G.; Mendoza Roca J.A.; Bes Piá M.A.; Alonso Molina J.L. (2012.): Reduction of the sludge production in a sequencing batch reactor by addition of chlorine dioxide: Influence on the process performance. *Chemical Engineering Journal*, 209, 318-324.
- Zuriaga Agustí E.; Mendoza Roca J.A.; Bes Piá A.; Alonso Molina J.L.; Amorós Muñoz I. (2016.): Sludge reduction by uncoupling metabolism: SBR tests with para-nitrophenol and a commercial uncoupler. *Journal of Environmental Management*, 182, 406-411.

REDUCING SLUDGE PRODUCTION IN THE WATER LINE OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS

Abstract. Treatment and disposal of excess sludge generated in waste water treatment plants is an increasingly important current problem due to ecological, economic and regulatory reasons, thus much attention is paid to the development and use of new processes that generate less sludge than the current processes. The paper presents the most frequently used chemical, mechanical, thermal and biological processes integrated in the water line of waste water treatment plants that cause cell lysis, separation of catabolic and anabolic biological pathways or predation of bacteria present in sludge, thus reducing the generation of this waste material. In addition, the characteristics of different processes of sludge preliminary treatment are described, along with their advantages and disadvantages. Based on published research results, data on their efficiency, feasibility and current status are also included, as well as the main parameters influencing the efficiency and sustainability of these processes.

Key words: waste water treatment, sludge generation, sludge treatment, reduction of sludge generation

DIE REDUZIERUNG DER SCHLAMMPRODUKTION AN DER WASSERLINIE EINER KLÄRANLAGE

Zusammenfassung. Die Behandlung und Entsorgung von Überschussschlamm in Kläranlagen ist heute aus ökologischen, wirtschaftlichen und regulatorischen Gründen ein aktuelles Problem. Deswegen wird viel Aufmerksamkeit der Entwicklung und Anwendung neuer Verfahren geschenkt, in welchen weniger Schlamm als im aktuellen Verfahren entsteht. In der Arbeit werden die am häufigsten verwendeten chemischen, mechanischen, thermischen und biologischen Reinigungsprozesse dargestellt, die in die Wasserlinie der Kläranlage integriert sind und zu Zellyse, Abbau katabolischer und anabolischer biologischer Wege oder Prädation von im Schlamm vorhandenen Bakterien führen und auf diese Weise die Produktion dieses Abfallstoffes reduzieren. Des Weiteren werden Merkmale verschiedener Verfahren der Schlammvorbehandlung samt ihrer Vor- und Nachteile detailliert beschrieben. Anhand der veröffentlichten Untersuchungsergebnisse werden die Angaben über die Effizienz, Durchführbarkeit und aktuellen Stand dieser Verfahren bereitgestellt. Die Hauptparameter, von denen der effiziente und nachhaltige Betrieb des Prozesses abhängt, werden auch beschrieben.

Schlüsselwörter: Abwasserbehandlung, Schlammproduktion, Schlammbehandlung, Reduzierung der Schlammproduktion