

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Geograafia osakond

Bakalaureusetöö keskkonnatehnoloogia erialal (12 EAP)

**Erinevat tüüpi reoveepuhastite võrdlus lämmastikärastuseks:
süsteemiline kirjanduse ülevaade**

Eliisabet Ojar

Juhendaja: Mikk Espenberg, PhD

Tartu 2024

Erinevat tüüpi reoveepuhastite võrdlus lämmastikuärastuseks: süstemaatiline kirjanduse ülevaade

Töö eesmärgiks oli uurida ja hinnata erinevate reoveepuhastusreaktorite lämmastiku (N) ärastuse efektiivsust ning selle põhjal selgitada välja sobivaimad reaktoritüübid N-ärastuseks. Töö eesmärgi täitmiseks koguti andmeid erinevat tüüpi reoveepuhastusreaktorite kohta avaldatud publikatsioonidest andmebaaside ScienceDirect, Mendeley ja Google Scholar abil. Lisaks N-ärastusefektiivsusele koguti andmeid ka reaktori teiste parameetrite kohta ning nende parameetrite ja N-ärastuse vaheliste seoste uurimiseks kasutati regressioonimudeleid ja Kendall korrelatsioonimaatrikseid. Töös on esitatud väärtuslik andmebaas erinevat tüüpi reoveepuhastite kohta ning lisaks on tehtud analüüsid andmebaasi põhjal selgitamaks paremini N ärastavaid reaktortüüpe ning nendes toimuvaid protsesse. Kuuest uuritud reaktoritüübist olid kõrgeima N-ärastusefektiivsuse mediaanväärtustega (>80%) SBR ja MBBR-tüüpi reaktorid. Reaktoritüüpide ABR, MABR ja MBR N-ärastusefektiivsuse mediaanväärtused olid >70%. Kõige madalamat N-ärastusefektiivsust täheldati CSTR-tüüpi reaktoris (mediaan 52,75%).

T270 Keskkonnatehnoloogia, reostuskontroll

Märksõnad: lämmastikureostus, lämmastikuärastus, reoveepuhastusreaktor

Comparison of different types of wastewater treatment systems for nitrogen removal: a systematic literature review

The aim of the study was to investigate and evaluate the nitrogen (N) removal efficiency of different wastewater treatment reactors and to identify the most suitable reactor type for N removal. In order to achieve the objective of the work, data were collected from publications on different types of wastewater treatment reactors using ScienceDirect, Mendeley and Google Scholar databases. In addition to the N removal efficiencies, data on other reactor parameters were also collected, and to investigate the relationship between these parameters and N removal, regression models and Kendall correlation matrices were carried out. The work presents a valuable database on various types of wastewater treatment plants and includes analyses based on the database to better explain N-removal in different reactor types and the processes occurring within them. Of the six reactor types studied, SBR and MBBR reactors had the highest median N removal efficiencies (>80%). The ABR, MABR and MBR reactor types had median N removal efficiencies of >70%. The CSTR-type reactor had the lowest N-removal efficiency (median 52.75%).

T270 Environmental technology, pollution control

Keywords: nitrogen pollution, nitrogen removal, wastewater treatment reactor

Sisukord

Infoleht	2
Sisukord	3
Sissejuhatus	4
1. Kirjanduse ülevaade	6
1.1 Lämmastikureostus keskkonnas ja sellest tingitud probleemid	6
1.2 Lämmastiku reoveest eemaldamise protsessid	7
1.2.1 Nitrifikatsioon.....	7
1.2.2 Denitrifikatsioon.....	8
1.2.3 Anaeroobne ammoniumi oksüdeerimine (ANAMMOX)	8
1.2.4 Dissimilatoorne nitraadi redutseerimine ammoniumiks (DNRA)	8
1.3 Reoveepuhastite tüübid	8
1.3.1 Annuspuhastusreaktor (SBR, Sequencing Batch Reactor)	10
1.3.2 Membraanbioreaktor (MBR, Membrane Bioreactor Process).....	10
1.3.3 Liikuvate kandjatega biokilereaktor (MBBR, Moving Bed Biofilm Reactor).....	11
1.3.4 Membraan-aereeritud biokilereaktor (MABR, Membrane-Aerated Biofilm Reactor) ...	12
1.3.5 Anaeroobne vaheplaatidega reaktor (ABR, Anaerobic Baffled Reactor)	12
1.3.6 Pideva segamisega paakreaktor (CSTR, Continuous stirred-tank reactor)	13
2. Metoodika	14
2.1 Andmete kogumine.....	14
2.2 Andmeanalüüs ja autori osalus	15
3. Tulemused	16
3.1. N, NH ₄ , KHT, P ärastusefektiivsused reaktorite tüüpide kaupa ja nendevahelised seosed	16
3.2. N-ärastusefektiivsuse seosed teiste parameetritega reaktorite tüüpide kaupa	19
4. Arutelu	22
Kokkuvõte	24
Summary	25
Tänuavaldused	25
Kasutatud kirjandus	26
Lisad	34

SISSEJUHATUS

Reoveepuhastis teostatav lämmastiku (N) ärastus on vajalik keskkonnas N-reostuse vältimiseks. N-reostus tekib lämmastiku erinevate ühendite kontsentratsiooni liigsel suurenemisel keskkonnas (Erisman, et al., 2015) ning seda võib muu hulgas põhjustada reovee ebapiisav puhastamine või selle puhastamata jätmine. Reostuse kahjulikeks tagajärgedeks on N₂O emissioon atmosfääri, happevihmad, pinnase N-iga küllastumine, veekogude hapestumine, "surnud tsoonide" tekkimine ja eutrofeerumine ning bioloogilise mitmekesisuse vähenemine (Erisman, et al., 2015). Lisaks on töötlemata reovee kasutamine ohtlik ka inimeste tervise seisukohast. N-reostuse negatiivne mõju inimestele toimub läbi N-rikka vee tarbimise ja võib põhjustada imikutele hemoglobineemiat ehk sinise beebi sündroomi ning kartsinoomi, väärarenguid ja mutatsiooni (Vo, et al., 2018). Reovee efektiivne puhastamine aitab kaitsta keskkonda ja selles elavaid organisme.

Maailma rahvaarvu järjepideva kiire kasvuga suurenevad ka reostusprobleemid, mistõttu peavad reovee puhastustehnoloogiad arenema koos suurenevate reostuskoormustega. Tänapäeval pannakse palju rõhku reovee puhastamisele ning seda tehakse enamasti kohalikus puhastusjaamas, kus veest eemaldatakse N, P ja teised saasteained. Üha rangemad õiguslikud nõuded heitvee kontsentratsioonide piirmääradele on üks põhjus, miks on vajalik suurendada ja hinnata reoveepuhastite N-ärastusvõimet (Leix, et al., 2016). Tihti osutub N-ärastusefektiivsus reoveepuhasti kitsaskohaks, eelkõige olmereoveepuhastite puhul (Gao, et al., 2023), kus sissevoolu maht ja saasteainete kontsentratsioon varieeruvad pidevalt olulisel määral.

N-ärastuseks saab kasutada erinevaid meetodeid, sealhulgas füüsikalise-keemiline töötlus (nt ioonvahetus, elektrodialüüs, sadestamine, destillatsioon, pöördosmoos) ja bioloogiline töötlus (nt biokilepuhastid, aktiivmudapuhastid) (Vo, et al., 2018). N eemaldatakse bioloogilise töötlemise käigus üldiselt nitrifikatsiooni ja sellele järgneva denitrifikatsiooni teel (Naidoo, et al., 2014) ning lisaks võivad olulist rolli omada ka teised protsessid, nt anaeroobne ammooniumi oksüdeerimine (ANAMMOX), täielik ammooniumi oksüdeerimine (COMAMMOX) ja dissimilatoorne nitraadi redutseerimine ammooniumiks (DNRA). Lämmastik ärastatakse peamiselt gaasilisel (dilämmastikoksiid (N₂O), N₂) kujul atmosfääri (Wu, et al., 2020). Bioloogilises puhastusprotsessis on olulisteks teguriteks hüdrauliline koormus, temperatuur ja reovee C:N:P suhte tasakaal (Russell, 2019). N-ärastusefektiivsust mõjutavate tegurite olulisus sõltub, lisaks puhastusprotsessile, kasutatavast reoveepuhastist ehk puhastusreaktorist.

Bioloogilised reoveepuhastusprotsessid saab jagada aeroobseteks ja anaeroobseteks (Samer, 2015) ning üldjuhul neid protsesse kombineeritakse reoveepuhastis. Bioreaktorid saab liigitada kahte suurde kategooriasse: 1) Aktiivmudareaktorid ehk suspendeeritud kasvuga bioreaktorid: annuspuhastusreaktor (SBR), pideva segamisega paakreaktor (CSTR) ja anaeroobne vaheplaatidega reaktori (ABR). 2) Biofiltrid ehk biokilereaktorid, mis erinevad selle poolest, et mikroorganismid kinnituvad enamasti kandjate pinnale (Elmekawy, et al., 2015): membraanbioreaktor (MBR), membraan-aereeritud biokilereaktor (MABR) ja liikuvate kandjatega biokilereaktor (MBBR).

Reoveepuhastus on endiselt arenev ja täiustuv tehnoloogia ning kulude ja puhastusefektiivsuse optimeerimine järjepidev väljakutse. Seetõttu on oluline omada ajakohast ülevaadet reoveepuhastite puhastusefektiivsusest ja seda mõjutavatest teguritest.

Käesoleva töö eesmärgiks oli uurida ja hinnata erinevate reoveepuhastusreaktorite lämmastikärastuse efektiivsust kirjanduse põhjal.

1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

1.1 Lämmastikureostus keskkonnas ja sellest tingitud probleemid

Lämmastiku (N) erinevate ühendite kontsentratsiooni liigsel suurenemisel keskkonnas tekib N-reostus (Erisman, et al., 2015). N-reostuse mõju võib olla lokaalne (nt väetisetünni leke piiratud alal) või globaalne (nt dilämmastikoksiidi (N_2O) emissioon põllumaadelt) ja põhjustatud peamiselt inimtegevusest (Carpenter, et al., 1998). Reostuse kahjulikeks tagajärgedeks on N_2O emissioon atmosfääri, happevihmad, pinnase N-iga küllastumine, veekogude hapestumine, "surnud tsoonide" tekkimine ja eutrofeerumine, bioloogilise mitmekesisuse vähenemine (Erisman, et al., 2015). N-reostuse teket põhjustavad fossiilkütuste ja biomassi põletamine, sünteetiliste väetiste kasutamine põllumajanduses ning puhastamata/ebapiisavalt puhastatud reovee keskkonda sattumine (Driscoll, et al., 2003). Reovesi on tihti peale küllastunud orgaanilise süsinikuga (C), N ja fosforiga (P) (Wu, et al., 2020). N-iga saastunud vesi võib pärineda näiteks majapidamistest, prügilatest, tööstusest ja loomakasvatusest (Karri, et al., 2021).

Tänapäeval pannakse palju rõhku reovee puhastamisele ning seda tehakse enamasti kohalikus puhastusjaamas, kus veest eemaldatakse N, P ja teised saasteained. Reovees sisalduvat P saab sadestamise teel taaskasutada väetisena, aga N eemaldatakse peamiselt gaasilisel (N_2O , N_2) kujul atmosfääri peamiselt nitrifikatsiooni või denitrifikatsiooni protsesside tulemusel (Wu, et al., 2020). Kui saasteainete kontsentratsioon reovees on vähendatud alla lubatud normide, mis võivad olla riikide piires erinevad, siis juhitakse see vesi tavaliselt lähedal asuvasse veekogusse ja see vesi peaks olema keskkonnale ohutu (Allaoui, et al., 2015). Siiski on näidatud, et teatud juhtudel ei pruugi puhastusefektiivsus olla piisav ning ebapiisavalt puhastatud vesi võib muutuda ka N või P reostuse allikaks (Naidoo, et al., 2014). Puhastusefektiivsus N eemaldamiseks reoveest sõltub kasutatavatest meetoditest ja seadmetest ning seal toimuvatest protsessidest (Englande, et al., 2015). Reovee nõuetekohane käitlemine ning selleks vajalike reoveepuhastussüsteemide arendamine ja uuendamine on tähtis keskkonna kaitsmiseks ning säästva arengu toetamiseks (Wu, et al., 2020).

Maailmas on eutrofeerumine märgalade, ojade, jõgede, järvede ja veehoidlate jaoks suur keskkonnaprobleem (Carpenter, et al., 1998). Ärajuhitavas reovees sisalduvad N ja P võivad olla peamised veekogude eutrofeerumise põhjustajad (Wang, et al., 2015). Eutrofeerumine ehk veekogu toitainetega rikastumine põhjustab peamiselt veetaimestiku soovimatut plahvatuslikku kasvu ja sellega kaasnevat lagunemisprotsessi, mis toob sageli kaasa hapniku (O_2) puuduse ja veekvaliteedi halvenemise, mis mõjutab negatiivselt vees elavate organismide elukeskkonda (nt kalad, veeloomad jne) (Fath, 2014) ning samuti inimeste ja teiste loomade tervist (Vo, et al., 2018).

Töötlemata reovee kasutamine on ohtlik nii keskkonna kui ka tervise seisukohast, peamiselt seetõttu, et see sisaldab biolagunevaid orgaanilisi ja anorgaanilisi aineid, toksilisi aineid ja haigustekitajaid (Mara, 2003). N-reostuse negatiivne mõju inimestele toimub läbi N-rikka vee tarbimise ja võib põhjustada imikutele hemoglobineemiat ehk sinise beebi sündroomi ning kartsinoomi, väärarenguid ja mutatsiooni (Vo, et al., 2018). Sõltuvalt hemoglobineemia avaldumise raskusastmest võib esineda O_2 -puudus koos tsüanoosiga, südamepuudulikkus, südame rütmihäired ja vereringehäired ning mõju kesknärvisüsteemile, mis võib ulatuda kergest peapööritusest ja letargiast kuni kooma ja krampideni (Gehle, 2013). Kartsinoomi

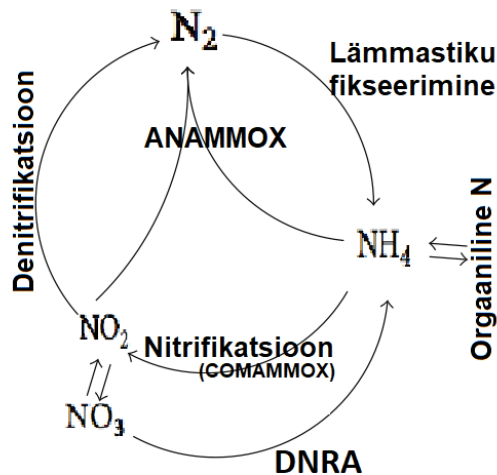
tekitavad nitraadid (NO_3) reageerides aminohapetega, mille tõttu moodustuvad nitrosamiinid, mis põhjustavad vähktõvesid (Gehle, 2013). Võrreldes N-rikka veega peetakse P-rikast vett inimestele ja loomadele vähem ohtlikuks (Amdur, et al., 1991). Kuna P on eluks vajalik taastumatu element, on oluline uurida võimalikke P varusid, sealhulgas reoveest kättesaadavat P hulka (Pradel, et al., 2019).

1.2 Lämmastiku reoveest eemaldamise protsessid

N-ärastuseks on teada erinevaid meetodeid, sealhulgas füüsikalise-keemiline töötus (nt ionvahetus, elektrodialüüs, sadestamine, destillatsioon, pöördosmoos) ja bioloogiline töötus (nt biokilepuhastid, aktiivmudapuhastid) (Vo, et al., 2018). N eemaldatakse bioloogilise töötlemise käigus üldiselt nitrifikatsiooni ja sellele järgneva denitrifikatsiooni teel (Naidoo, et al., 2014). Bioloogilisel meetodil on füüsikalise või keemilise meetodi ees mitmeid eeliseid, nagu majanduslik kokkuhoid (säästlikum energiatarbimine), stabiilne ja pidev toimetamine eemaldamine, väiksem kemikaalikasutus, ja tahkete jäätmete vähenenud teke (Vo, et al., 2018).

1.2.1 Nitrifikatsioon

Nitrifikatsioon on biokeemiline reaktsioon, mille käigus nitrifitseerivad mikroobid muudavad NH_4 NO_2 -ks ja NO_3 -ks, kasutades aeroobsetes tingimustes O_2 elektronaktseptorina (Joonis 1). Reaktsioon jaguneb kaheks etapiks: esiteks NH_4 muundamine ammoniaagi oksüdeerijate abil NO_2 -ks ning teiseks NO_2 muundamine NO_2 -oksüdeerijate abil NO_3 -ks (Wu, et al., 2020). Täieliku ammooniumi oksüdeerimise (COMAMMOX) käigus muundatakse NH_4 otse NO_2 -ks osade *Nitrospira* perekonda kuuluvate mikroorganismide poolt (Mehrani, et al., 2020).



Joonis 1. Lämmastikuringe peamised protsessid (Ni, et al., 2013). Lühendid: DNRA – dissimilatoorne nitraadi redutseerimine ammooniumiks, ANAMMOX – anaeroobne ammooniumi oksüdeerimine, COMAMMOX – täielik ammooniumi oksüdeerimine

1.2.2 Denitrifikatsioon

Denitrifikatsioon on protsess, mis on laialt levinud ja uuritud erinevates maismaa- ja veeökosüsteemides ning troopilistes ja parasvöötme muldades, looduslikes ja intensiivselt majandatud ökosüsteemides, mere- ja mageveekeskkonnas, reoveepuhastites, sõnnikuhoidlates ja põhjaveekihtides (Skiba, 2008). Denitrifikatsioon on mikroobne protsess, mille käigus redutseeritakse NO_3 ja NO_2 N-i gaasilisteks vormideks (N_2O ja/või molekulaarne N (N_2)), kus elektrondonoriks on enamasti C (Joonis 1) (Wu, et al., 2020). Paljud mikroorganismid on võimelised denitrifitseerima (Skiba, 2008).

1.2.3 Anaeroobne ammooniumi oksüdeerimine (ANAMMOX)

Anaeroobne ammooniumi oksüdeerimine (ANAMMOX) on alternatiiv traditsioonilisele bioloogilise N ärastamisprotsessile, mille tööpõhimõte seisneb selles, et ANAMMOX-bakterid oksüdeerivad anoksilistes tingimustes NH_4 N_2 -ks kasutades elektronaktseptorina NO_2 ning sidudes sealjuures süsihappegaasi (CO_2) (Joonis 1) (Ni, et al., 2013). ANAMMOX bakterid on aeglase kasvuga ning neil on madal reaktsioonikiirus (Wu, et al., 2020). Kuigi enamik ANAMMOX baktereid kasvab autotroofselt, võivad mõned neist kasvada miksotroofselt (Wu, et al., 2020). ANAMMOX bakteritel on üldjuhul hea soola- ja temperatuuritaluvus, kuid samade tööparameetrite juures (nt pH, lahustunud hapnik (DO)) võib erinevate ANAMMOX süsteemide N-ärastustõhusus erineda, kuna see sõltub domineerivatest ANAMMOX liikidest (Cho, et al., 2020). Mõned spetsiifilised ANAMMOX liigid võivad tõhusalt toimida keerulistes tingimustes, nt mürgiste ühendite juuresolekul, mistõttu on reoveepuhasti toimimisel oluline arvestada nii reovee sissevoolu omaduste kui ka puhastis oleva ANAMMOX kogukonna kooslusega (Cho, et al., 2020).

1.2.4 Dissimilatoorne nitraadi redutseerimine ammooniumiks (DNRA)

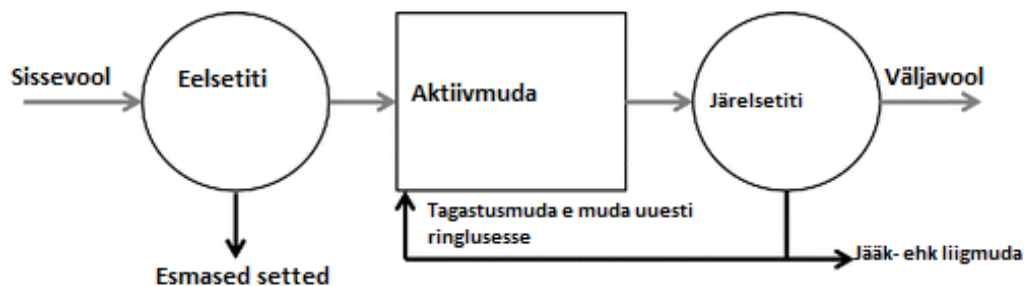
Dissimilatoorne nitraadi redutseerimine ammooniumiks (DNRA) on protsess (Joonis 1), mida teostavad nii heterotroofsed organismid, mis kasutavad orgaanilist C elektrondonorina (fermentatiivne DNRA), kui ka kemolitoautotroofsed organismid, mis kasutavad NO_3 sulfiidide või muude redutseeritud anorgaaniliste substraatide oksüdeerimiseks (Giblin, et al., 2013). Teatud tingimustel võib DNRA protsessi tulemusel erituda gaasilisi ühendeid nagu näiteks N_2O ja N_2 (Mania, et al., 2014). DNRA protsess võib mõnes ökosüsteemis olla oluline või isegi domineeriv NO_3 tarbija ja selle tähtsus pole veel selge, eriti reoveepuhastuses. Sageli on DNRA protsess N-püsivuse indikaatoriks ökosüsteemis (Rütting, et al., 2011).

1.3 Reoveepuhastite tüübid

Bioloogilises puhastusprotsessis kasutatakse looduslikult esinevaid mikroorganisme, et muuta lahustunud orgaanilised ained biomassiks, mida saab puhastatud reoveest eraldada (Samer, 2015). Bioloogilised süsteemid on väga tundlikud hüdraulilise koormuse äärmuslike muutuste suhtes ning mikroorganismide kasvukiirus sõltub suuresti temperatuurist (Russell, 2019). Lisaks on oluline ka reovee C:N:P suhte tasakaal ning nimetatud elementide sisaldus –

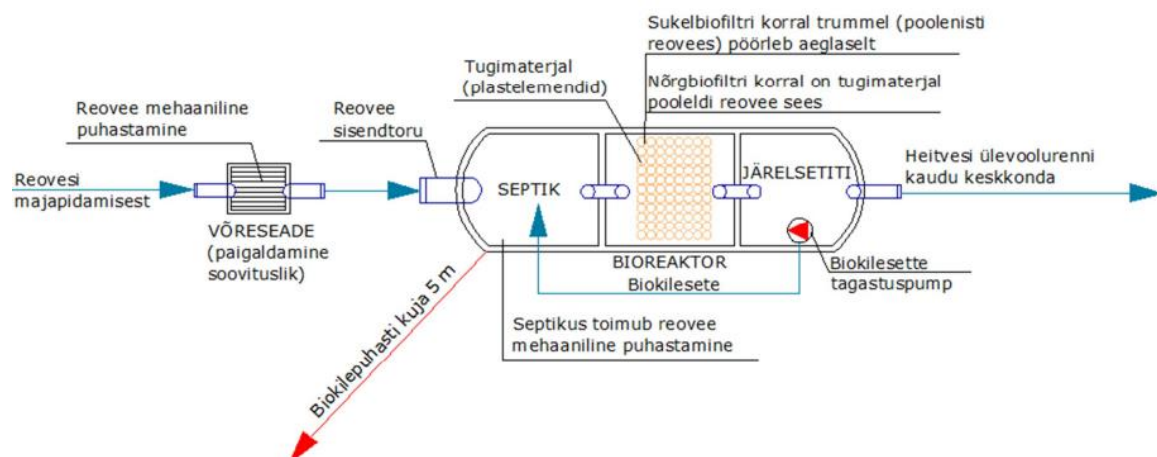
väga madal või väga kõrge kontsentratsioon raskendab reoveepuhastust (Russell, 2019). Bioloogilised reoveepuhastusprotsessid saab jagada aeroobseteks (bioreaktorid, aktiivmuda) ja anaeroobseteks (anaeroobsed bioreaktorid, anaeroobsed laguunid) (Samer, 2015). Bioreaktorid liigitatakse üldiselt kahte suurde kategooriasse:

1) Aktiivmudareaktorid ehk suspendeeritud kasvuga bioreaktorid (Joonis 2) kasutavad tavaliselt reovee puhastamiseks aeroobset oksüdatsiooni, kuid mitmed anaeroobsed mehhanismid võivad aidata kaasa orgaaniliste ainete eemaldamisele (Modin, et al., 2016). Nt: annuspuhastusreaktor (SBR), pideva segamisega paakreaktor (CSTR), anaeroobne vaheplaatidega reaktori (ABR).



Joonis 2. Aktiivmudareaktori tööpõhimõtte skeem (Modin, et al., 2016).

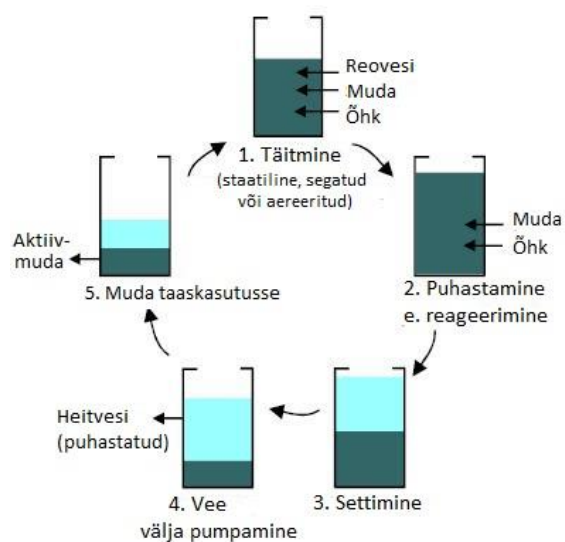
2) Biofiltrid ehk biokilereaktorid (Joonis 3) võivad olla nii aeroobsed kui ka anaeroobsed ning erinevad selle poolest, et mikroorganismid kinnituvad enamasti kandjate pinnale (Elmekawy, et al., 2015). Näidetena võib tuua membraanbioreaktor (MBR), liikuvate kandjatega biokilereaktor (MBBR).



Joonis 3. Biokilereaktori tööpõhimõtte skeem (Keskkonnaministeerium, 2015).

1.3.1 Annuspuhastusreaktor (SBR, *Sequencing Batch Reactor*)

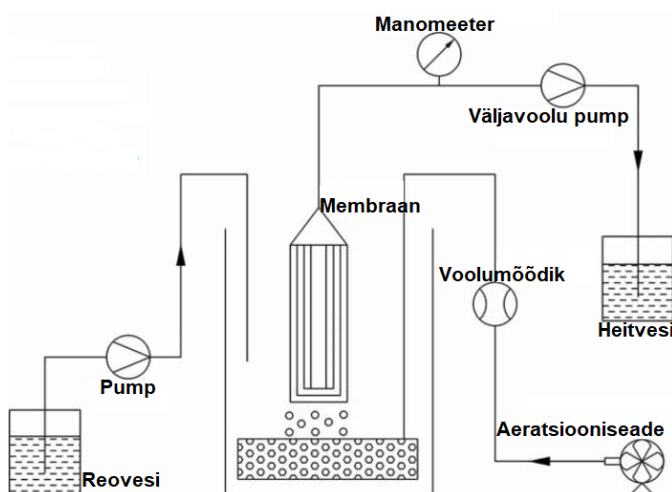
Annuspuhastustehnoloogia reaktor (SBR) on aktiivmuda töötlemisel põhinev reoveepuhastussüsteem (Joonis 4), milles puhastatakse reovett annuste kaupa, kusjuures ühes paagis viiakse läbi erinevaid puhastustoiminguid (Schnoor, 1999). SBR-i peamised eelised on kõrge puhastusefektiivsus, lihtne käitamine, paindlikkus, kompaktsus ning anoksiliste või anaeroobsete tingimuste saavutamise võimalus ühes ja samas paagis (Kitanou, et al., 2021). Selle süsteemi ehitamine ja kasutamine on kulukam kui enamikul teistel reoveepuhastussüsteemidel, kuid tavaliselt on sellel eluea jooksul vähem hooldusprobleeme (Niaounakis, et al., 2006). SBR süsteemides esineb tavaliselt temperatuuri ning C ja N koormuse hooajalisi kõikumisi, mis võivad põhjustada reaktori töös probleeme, kuna need võivad põhjustada muutusi mikroobikoosluses, mistõttu tuleb neid parameetreid jälgida, et hoida reaktori jõudlus stabiilsena (Lanzetta, et al., 2021). Süsteemi on suhteliselt lihtne laiendada täiendavate reaktorite lisamisega ja saab tõhusalt kasutada osana suuremast reovee puhastussüsteemist (Niaounakis, et al., 2006).



Joonis 4. Annuspuhastusreaktori (SBR) viis tööfaasi (Singureanu, et al., 2019).

1.3.2 Membraanbioreaktor (MBR, *Membrane Bioreactor Process*)

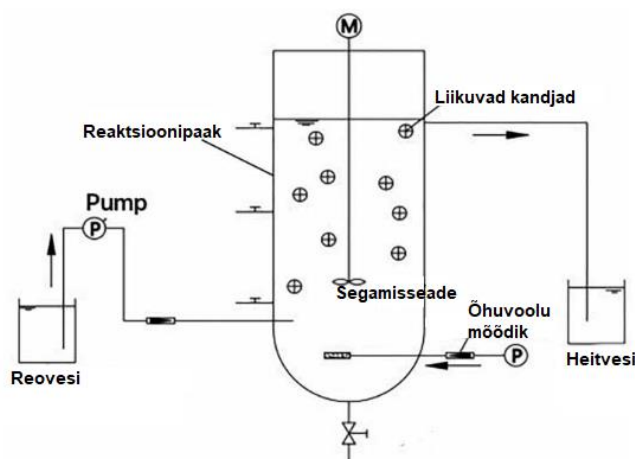
Membraanbioreaktor (MBR) koosneb aktiivmuda protsessist, mis on kombineeritud mikro- ja ultrafiltratsiooniga (Joonis 5) ning seda peetakse laialdaselt tõhusaks reoveepuhastusmeetodiks tööstuslikul tasemel ja vee taaskasutamisel, kuna selle heitvesi on kõrge puhtuskvaliteediga ja väikse ökoloogilise jalajäljega (Hoikins, et al., 2012). Selle meetodi eelisteks on automatiseeritavus ja võime eemaldada samaaegselt erinevaid saasteaineid ühes töötlemisetapis. SBR- ja MBR-protsessid on mõlemad aktiivmuda töötlemisel põhinevad protsessid, kuid neid eristab vedeliku tahkest jäätmetest eraldamise meetod. Täpsemalt tugineb SBR-tehnoloogia gravitatsioonilisele settimisele (Joonis 4), samas kui MBR-tehnoloogia kasutab füüsilise barjäärina eraldamiseks membraane (Joonis 5) (Kitanou, et al., 2021). MBR-i puuduste hulka kuuluvad membraani määrdumine ning sellest tulenev vajadus membraani puhastada ja vahetada (Vo, et al., 2018).



Joonis 5. Membraanbioreaktori (MBR) skeem (Zhang, et al., 2021).

1.3.3 Liikuvate kandjatega biokilereaktor (MBBR, *Moving Bed Biofilm Reactor*)

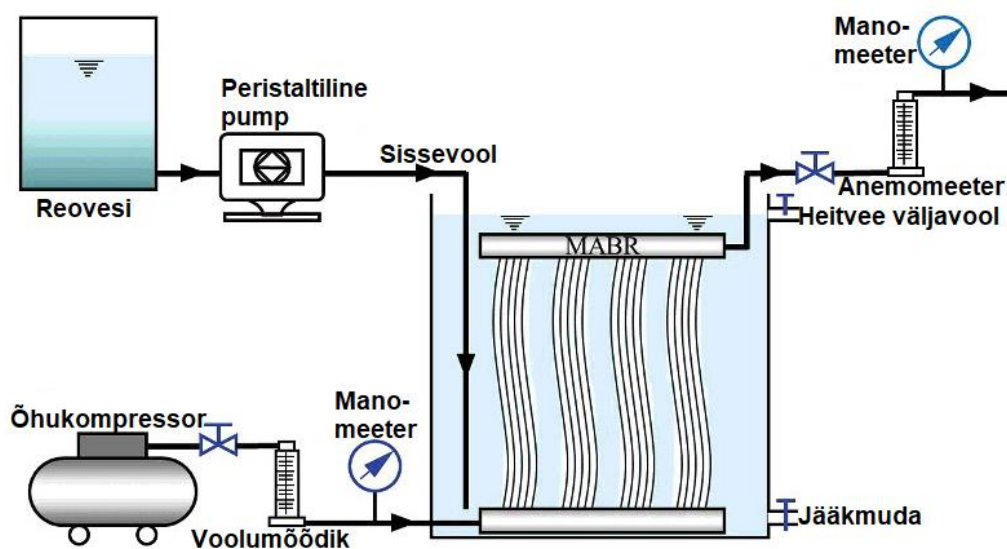
Liikuvate kandjatega biokilereaktori (MBBR) süsteemi loetakse täiustatud reoveepuhastussüsteemide hulka, mis ühendab tavapärase aktiivmudasüsteemi (CAS) ja biokileprotsesside parimad omadused (Santos, et al., 2020). MBBR-is kasutatakse suspendeeritud tahkeid materjale (Joonis 6), mis toetavad mikroobide kinnitumist ja biokile teket (Alarjani, et al., 2021). Biokile moodustumine on mitmeastmeline protsess, mille käigus mikroorganismid kleepuvad pindadele, ümbritsevad end polüsahhariidide kaitsva kihiga ja kasvavad mikrokolooniate võrgustikuks (Ali, et al., 2014). Üks MBBR-i puudusi on energiakulu, mis on tingitud kandjate liigutamiseks vajalikust aereerimisest (Santos, et al., 2020).



Joonis 6. Liikuvate kandjatega biokilereaktori (MBBR) skeem (Yuan, et al., 2021).

1.3.4 Membraan-aereeritud biokilereaktor (MABR, *Membrane-Aerated Biofilm Reactor*)

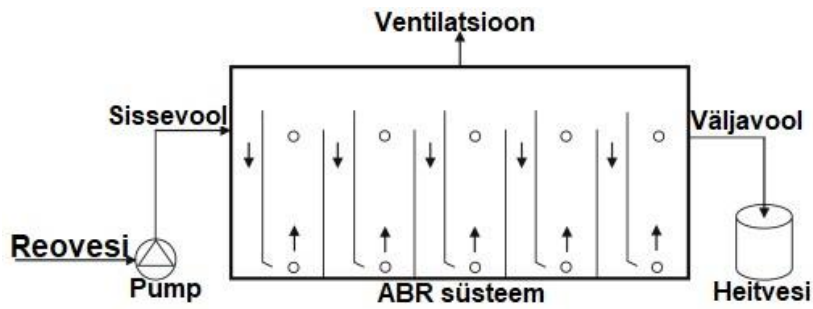
Membraan-aeratsiooniga bioreaktorid (MABR) põhinevad üldjuhul hapniku ülekandmisel läbi mikropoorsete membraanide (Joonis 7) (Brindle, et al., 1999). MABR on energiasäästlik (võrreldes tavapärase aktiivmuda protsessidega), kuna see süsteem kasutab mullideta aeratsiooni ning sellest väljutatava heitvee kvaliteet on kõrge (He, et al., 2021). Mullideta aeratsioon aitab kaasa mikroorganismide sujuvale kasvule, mis tarbivad saasteaineid ja puhastavad seeläbi reovett (Werkneh, 2022). MABR võimaldab nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni protsesside toimumist ühes mahutis samaaegselt (Li, et al., 2018). MABR-tehnoloogiat on tõhusalt kasutatud vee saasteainete, prügilate nõrgvee, soolase reovee, haigla- ja farmaatsiareovee, sigalate reovee ja tööstusliku reovee puhastamiseks, kuid MABR-i kasutamist ja jõudlust suuremahulises skaalas takistavad ja piiravad optimaalse biokile paksuse saavutamise ja säilitamise võimalikkus, C/N suhe ja substraadi (orgaanilise aine) kogus (Werkneh, 2022).



Joonis 7. Membraan-aereeritud biokilereaktori (MABR) skeem (Li, et al., 2018).

1.3.5 Anaeroobne vaheplaatidega reaktor (ABR, *Anaerobic Baffled Reactor*)

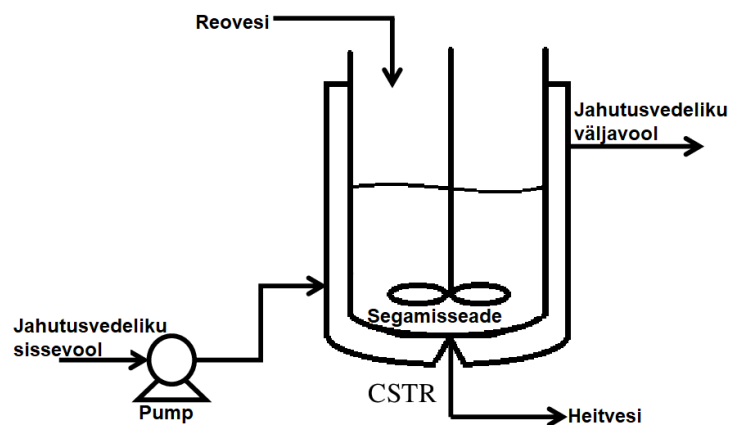
Anaeroobne vaheplaatidega reaktor (ABR) on väga tõhus süsinikühendite eemaldamisel ja selle eeliste hulka kuuluvad ka atsidogeneesi (kääritamise) ja metanogeneesi faaside eraldamine, madal hüdrauliline viibeaeg (HRT) ja kõrge muda viibeaeg (SRT), kuid samas pole reaktori NH_4 -ärastuse efektiivsus kõrge (Pirsaheb, et al., 2021). ABRis kasutatakse vertikaalseid vaheplaate (Joonis 8) reovee voolu vahelduvaks suunamiseks üles ja alla ning ülesvoolul läbib reovesi mudakihti (Chen, et al., 2016). Need lihtsad ja odavad (ehitus ja käitamine) reaktorid on reoveekoormuste (nii vee kui ka orgaaniliste ainete koguse) suhtes väga stabiilsed (Pirsaheb, et al., 2021). Selliste reaktorite puudused seisnevad tahke aine kadu suurenemises, pikas käivitusfaasis, mikroobikoosluste häirimises ja sekundaarse puhastusmeetodi vajaduses patogeenide ebapiisava vähenemise tõttu (Pal, 2017).



Joonis 8. Anaeroobne vaheplaatidega reaktori (ABR) skeem (Aqaneghad, et al., 2016).

1.3.6 Pideva segamisega paakreaktor (CSTR, *Continuous stirred-tank reactor*)

Pideva segamisega paakreaktori (CSTR) peamiseks tunnuseks on segamisprotsess (Joonis 9), mis tagab piisava dispersiooni ja kontakti aktiivse biomassi ja substraadi vahel, väldib raskete tahkete osakeste settimist põhja, minimeerib pH ja temperatuuri ebahühtlust ja vähendab muda kihistumist (Hurtado, et al., 2015). Selle tööstuslikku kasutamist piiravad kõrge energiavajadus ja välise settepaagi vajadus (Bijmans, et al., 2011).

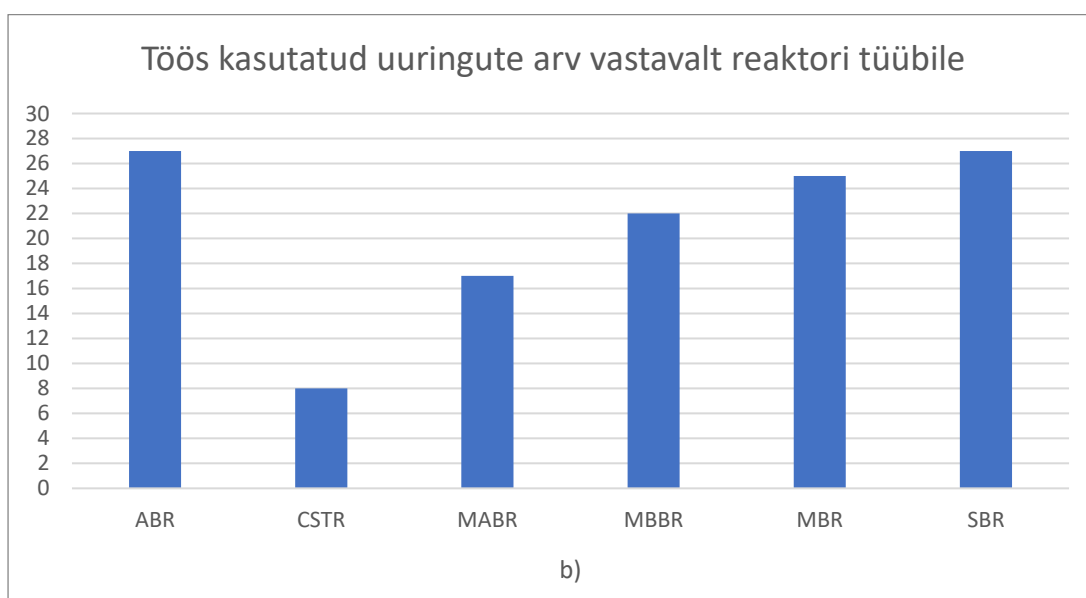
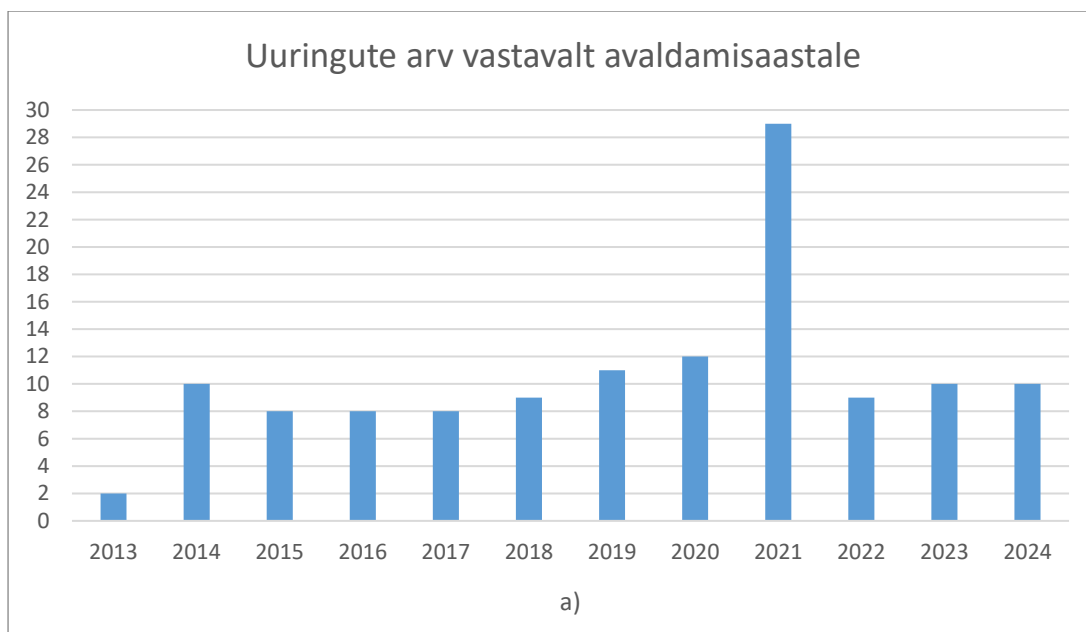


Joonis 9. Pideva segamisega paakreaktori (CSTR) skeem (Zhao, et al., 2015).

2. METOODIKA

2.1 Andmete kogumine

Reoveepuhastusreaktorite N-ärastuse efektiivsuse uurimiseks tehti laiaulatuslik otsing Sciencedirect, Mendeley ja Google Scholar andmebaasides viimase 11 aasta publikatsioonide kohta publitseeritud ajavahemikus 2013-2024. Andmeid koguti 2022-2024. aastate jooksul kasutades erinevates kombinatsioonides otsingusõnu: *nitrogen removal efficiency*, *anaerobic baffled reactor (ABR)*, *stirred tank reactor (CSTR)*, *membrane bioreactor (MBR)*, *moving bed biofilm reactor (MBBR)*, *membrane-aerated biofilm reactor (MABR)*, *sequencing batch reactor (SBR)*. Bakalaureusetöös kasutati vaid töid, mis sisaldasid kindlasti infot N-ärastusefektiivsuse (%) kohta erinevat tüüpi reaktorites. Lisaks koguti olemasolul andmeid järgmiste parameetrite kohta: temperatuur (°C), pH, lahustunud hapnik (DO) (mg O₂/L), hüdrauliline viibeaeg (HRT) (tundi), keemiline hapnikutarve (KHT) (mg/L), üldfosfori (TP) ärastus (%), ammooniumi (NH₄) ärastus (%), nitriti (NO₂) ärastus (%), nitraadi (NO₃) ärastus (%), vähendatud KHT (%), TN sissevoolus (mg/L), TP sissevoolus (mg/L), NH₄ sissevoolus (mg NH₄⁺/L), NO₂ sissevoolus (mg NO₂⁻/L), NO₃ sissevoolus (mg NO₃⁻/L). Kui andmeid oli avaldatud vahemikuna või puhastusetappide kaupa reaktoris, siis kasutati keskmisi (nt temperatuur, pH ja DO). Teaduskirjandusest leiti kokku 126 sobivat uuringut (Joonis 10), mis sisaldasid endas 164 N-ärastusefektiivsust reaktorites. Suur enamus sobivaid uuringuid oli avaldatud aastal 2021 ning vähim esindatud avaldamisaasta oli 2013 (Joonis 10 (a)). Enim sobivaid uuringuid leidis reaktorite tüüpide ABR ja SBR kohta ning vähim esindatud olid CSTR ja MABR (Joonis 10 (b)).



Joonis 10. Töös kasutatud sobivate uuringute arv vastavalt avaldamisaastale (a) ja vastavalt reaktori tüübile (b).

2.2 Andmeanalüüs ja autori osalus

Teaduskirjandusest kogutud sobivate andmete põhjal koostati rakenduse Excel abil andmebaas (Lisad 1: Tabel 1). Töös esitatud andmebaasi tabelist jäeti välja NO_2 ja NO_3 parameetrid andmepunktide vähesuse ning seoste puudumise tõttu, kuigi ka need andmed koguti. N-ärastusefektiivsuse ja reaktorite teiste keemiliste ja füüsikaliste parameetrite vaheliste seoste leidmiseks koostati Exceli laienduse XLSTAT abil mitteparameetrilised Kendall korrelatsioonimaatriksid ning seejärel neil põhinevad tabelid (Tabel 1 ja Tabel 2). Saadud τ väärtustest lähtudes koostati seoste täpsema iseloomu välja selgitamiseks rakenduses Excel regressioonimudelid, mis on esitatud graafilisel kujul. Viimatinimetatud tabelites on esitatud vaid Kendall korrelatsioonikordajate väärtused $\tau > \pm 0,1$ ja mille puhul

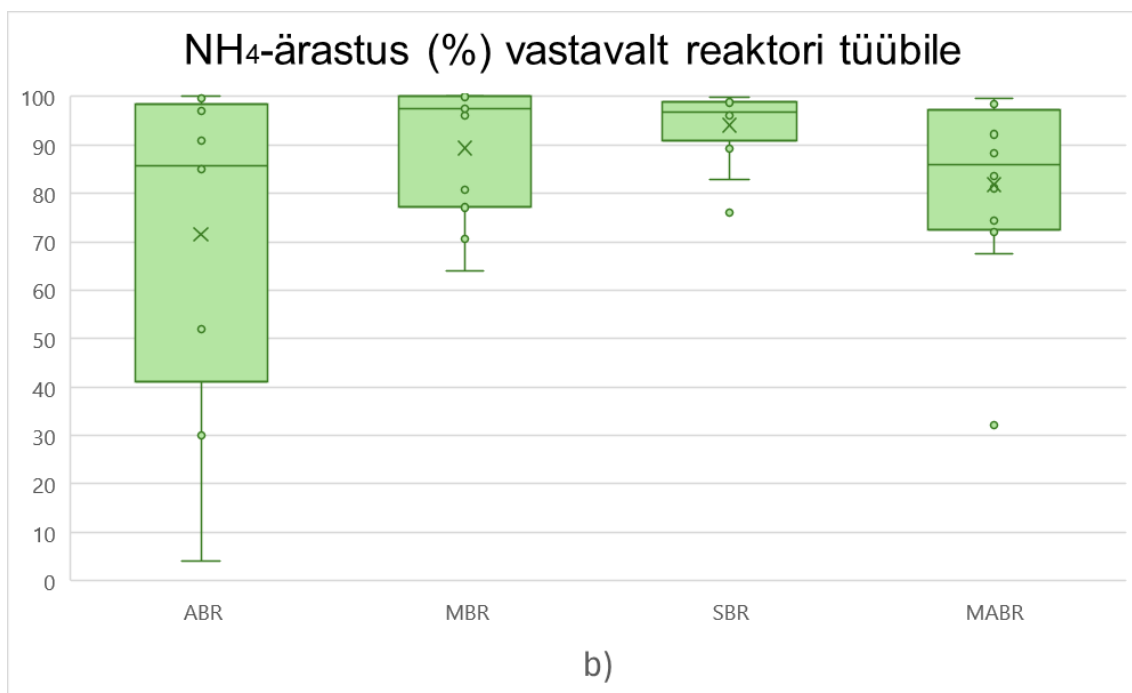
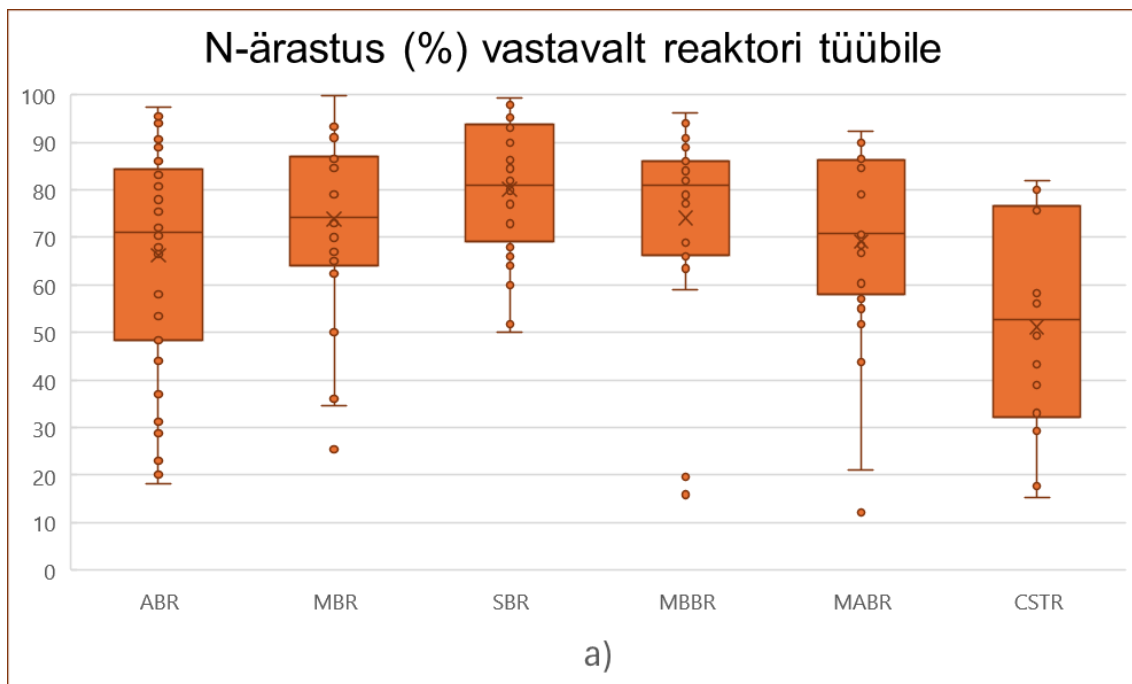
esines seos ka regressioonimudelis. Regressioonikõveratega tulemuste esitamisel jäeti vajadusel selguse nimel välja andmepunktide üksikud ekstreemumid (nt Joonis 15, MBBR-tüüpi reaktor).

Bakalaureusetöö autor kogus teaduskirjandusest kokku sobilikud uuringud andmebaasidest Sciencedirect, Mendeley ja Google Scholar; koostas nimetatud uuringutest kogutud andmetest andmebaasi (Lisad 1: Tabel 1) rakenduse Excel abil ning teostas nimetatud rakenduses eelkirjeldatud statistilise andmeanalüüsi.

3. TULEMUSED

3.1. N-ärastusefektiivsus ja muude keemiliste ühendite (NH₄, KHT, P) ärastusefektiivsus reaktorite tüüpide kaupa ja nende omavahelised seosed

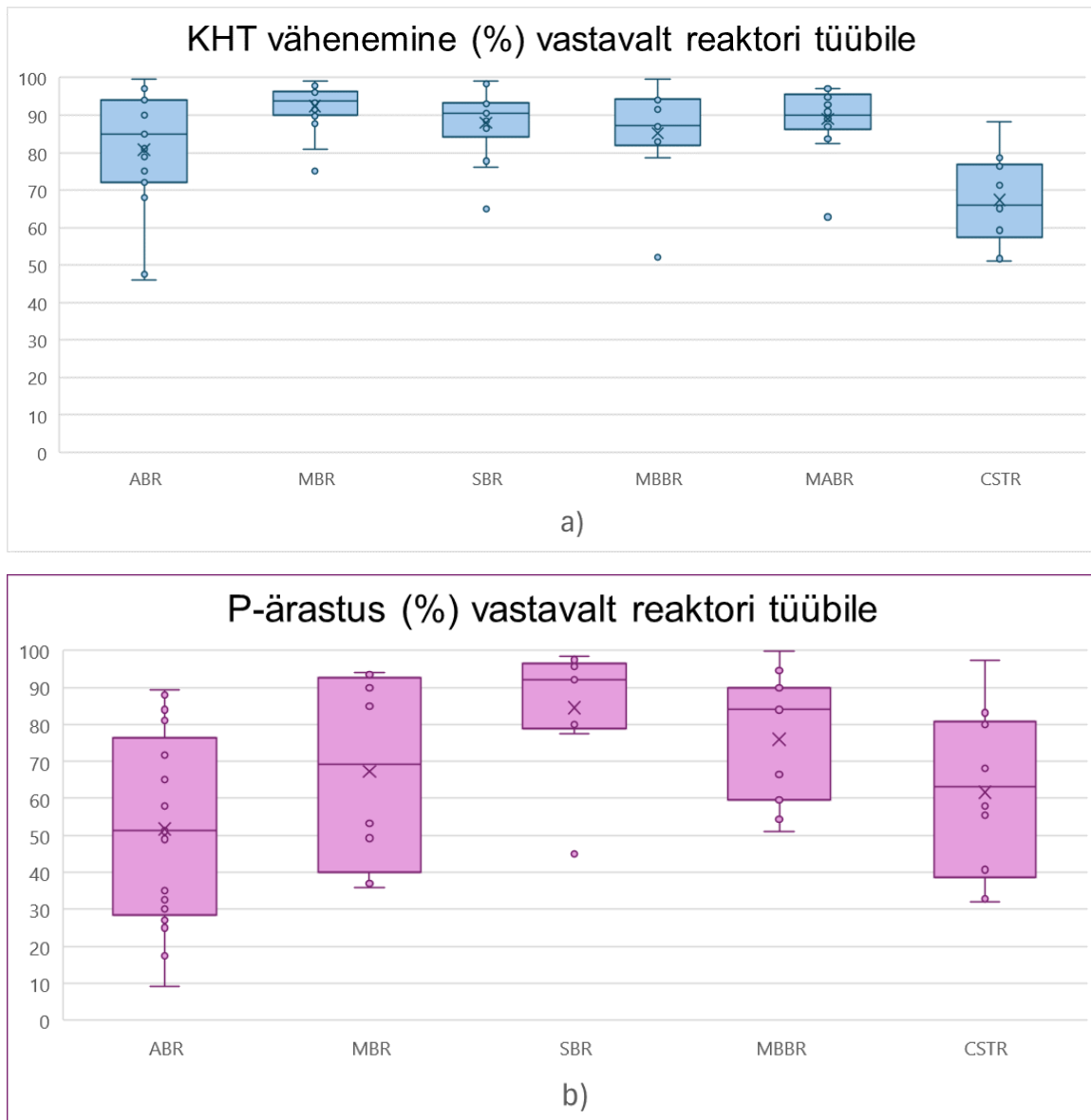
Kõige paremat N-ärastuse efektiivsust näitasid reaktori tüübid järgnevalt (Joonis 11a): SBR (mediaan 81%, keskmine 80,1%), MBBR (mediaan 80,95%, keskmine 74,07%), MBR (mediaan 74,15%, keskmine 73,82%), ABR (mediaan 71,18%, keskmine 66,2%), MABR (mediaan 70,87%, keskmine 69,1%) ning kõige halvemaid N-ärastusefektiivsuse tulemusi näitas CSTR (mediaan 52,75%, keskmine 51,18%). Samas oli CSTR tüüpi reaktorite kohta vähe sobivaid uuringuid. NH₄-ärastust polnud võimalik hinnata MBBR ja CSTR-tüüpi reaktorites andmepunktide vähesuse tõttu (Joonis 11b). Uuritud reaktorite tüüpidest näitas parimat NH₄-ärastust MBR (mediaan 97,5%, keskmine 89,3%), millele järgnesid ärastusefektiivsusest SBR (mediaan 96,88%, keskmine 94,11), MABR (mediaan 85,9%, keskmine 81,74%) ja halvim ärastus oli ABR-is (mediaan 85,75%, keskmine 71,59%).



Joonis 11. Lämmastikühendite ärastus vastavalt reaktori tüübile – kogulämmastik (a) ja ammonium (b). Jooniselt puuduvad reaktorite tüübid CSTR ja MBBR andmepunktide vähesuse tõttu.

KHT vähenemise puhul olid reaktorite tüüpide vahel erinevused väiksemad (Joonis 12a), efektiivseimaks osutus MBR (mediaan 93,7%, keskmine 92,43%), millele järgnesid efektiivsuselt SBR (mediaan 90,6%, keskmine 88,03%), MABR (mediaan 90%, keskmine 88,96%), MBBR (mediaan 87,17%, keskmine 85,25%), ABR (mediaan 85%, keskmine 80,78%) ning CSTR-tüüpi reaktorid (mediaan 66,05%, keskmine 67,38%). MBBR ja CSTR-tüüpi reaktorite puhul oli andmepunkte kõige vähem (10).

P-ärastuses oli efektiivseim SBR (mediaan 92,2%, keskmine 84,52%), millele järgnesid järgnevat tüüpi reaktorid (Joonis 12b): MBBR (mediaan 84%, keskmine 75,99%), MBR (mediaan 69,15%, keskmine 67,25%), CSTR (mediaan 63,05%, keskmine 61,66%) ja halvimat P-ärastuse tulemust (mediaan 51,2%, keskmine 51,69%) näitas ABR.



Joonis 12. KHT vähenemine (a) ja P-ärastuse efektiivsus (b) vastavalt reaktori tüübile. MABR tüüpi reaktor jäetud välja andmepunktide vähesuse tõttu.

N-ärastuse ja P-ärastuse efektiivsuste vahel esinesid nõrga kuni mõõduka tugevusega positiivsed seosed ABR (lineaarne $r^2=0,1122$, $\tau=0,382$), CSTR (lineaarne $r^2=0,1373$, $\tau=0,289$) ja MBBR-tüüpi (lineaarne $r^2=0,2714$, $\tau=0,367$) reaktorites (Tabel 1). N-ärastuse ja NH_4 -ärastuse efektiivsuste vahel esines tugev positiivne seos ABR (lineaarne $r^2=0,6619$, $\tau=0,722$) ja mõõdukas positiivne seos MBR-tüüpi (lineaarne $r^2=0,4877$, $\tau=0,321$) reaktorites (Tabel 1). N-ärastuse ja KHT vähenemise vahel esinesid nõrgad positiivsed seosed SBR

(lineaarne $r^2=0,293$, $\tau=0,268$) ja MABR- tüüpi (lineaarne $r^2=0,2246$, $\tau=0,265$) reaktorite puhul ning mõõdukas positiivne seos ABR-tüüpi (lineaarne $r^2=0,4168$, $\tau=0,471$) reaktori puhul (Tabel 1).

Tabel 1. N-ärastusefektiivsuse ja muude keemiliste ühendite ärastusefektiivsuse vahelised seosed (Kendall korrelatsioonid) reaktorite tüüpide kaupa. Kriips tähistab, et andmepunktide vähesuse tõttu ei olnud võimalik seoseid arvutada. Tühi lahter tähistab, et seost ei esinenud regressioonimudelil.

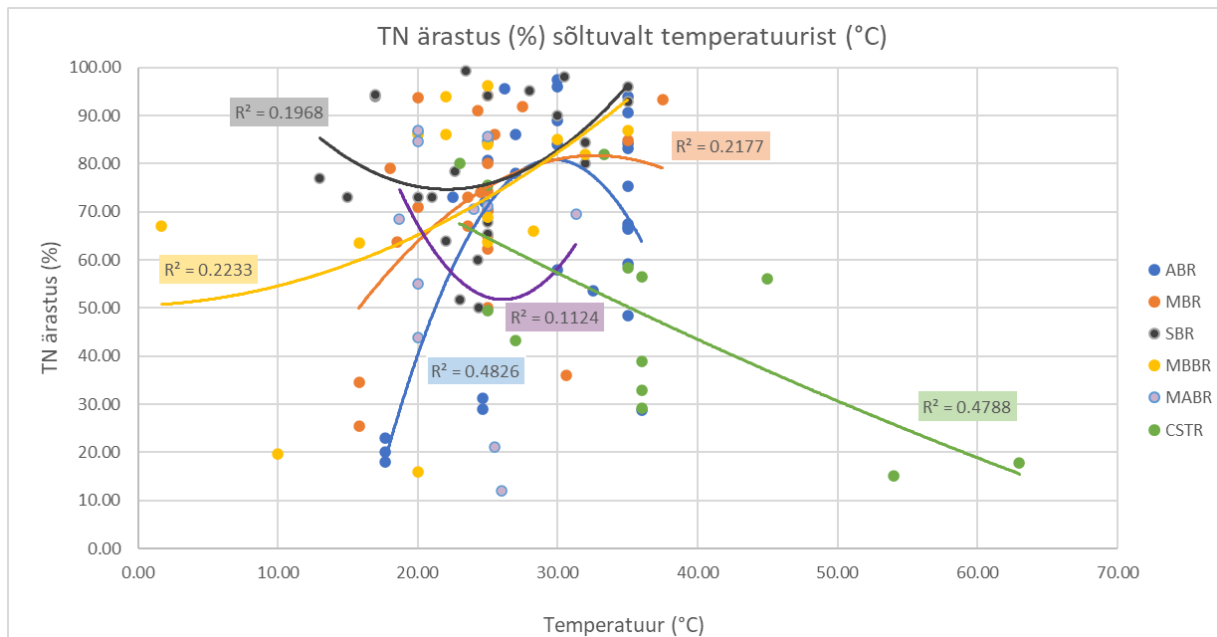
Muutujad	Reaktori tüüpide kaupa TN ärastus (%)					
	ABR	SBR	MBR	MBBR	MABR	CSTR
TP ärastus (%)	0,382			0,367	-	0,289
NH ₄ ärastus (%)	0,722		0,321			-
KHT vähenemine (%)	0,471	0,268			0,265	

3.2. N-ärastusefektiivsus ja seosed teiste keemiliste ja füüsikaliste parameetritega reaktorite tüüpide kaupa

N-ärastusefektiivsuse ja seda mõjutada võivate tegurite vahelisi seoseid on näidatud tabelis 2. Töös ilmnes, et reaktorite N-ärastuse väärtused olid kõrgeimad temperatuuridel ca 20-35 °C (Joonis 13). Tugevaim seos N-ärastuse ja temperatuuri vahel oli CSTR-tüüpi reaktori puhul, kus seos oli negatiivne. ABR-tüüpi reaktori puhul oli küllaltki kitsas optimaalse temperatuuri vahemik. MABR puhul esines nõrk negatiivne seos (Tabel 2, Joonis 13), kuid see tugines vähestel andmepunktidel.

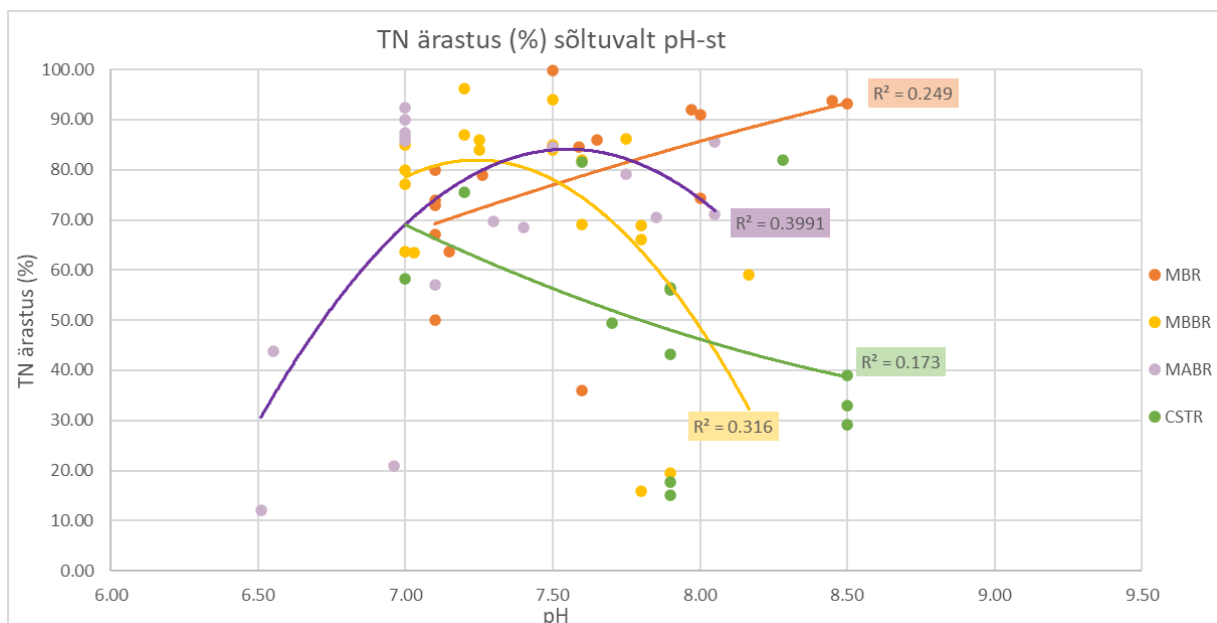
Tabel 2. N-ärastusefektiivsuse ja muude keemiliste ja füüsikaliste parameetrite vahelised seosed (Kendall korrelatsioonid) reaktorite tüüpide kaupa. Kriips tähistab, et andmepunktide vähesuse tõttu ei olnud võimalik seoseid arvutada. Tühi lahter tähistab, et seost ei esinenud regressioonimudelil.

Muutujad	Reaktori tüüpide kaupa TN ärastus (%)					
	ABR	SBR	MBR	MBBR	MABR	CSTR
T (°C)	0,179	0,157	0,27	0,287	-0,195	-0,56
pH			0,477	-0,292	0,131	-0,351
DO (mg O ₂ /L)		0,348	0,18	-0,286	-0,705	-
HRT (tundi)		0,286				
TN sissevoolus (mg TN/L)		0,611	0,110	0,225		-
TP sissevoolus (mg TP/L)		0,299			-	-
NH ₄ sissevoolus (mg NH ₄ /L)		0,247				-
KHT sissevoolus (mg O ₂ /L)			0,177	0,171		-



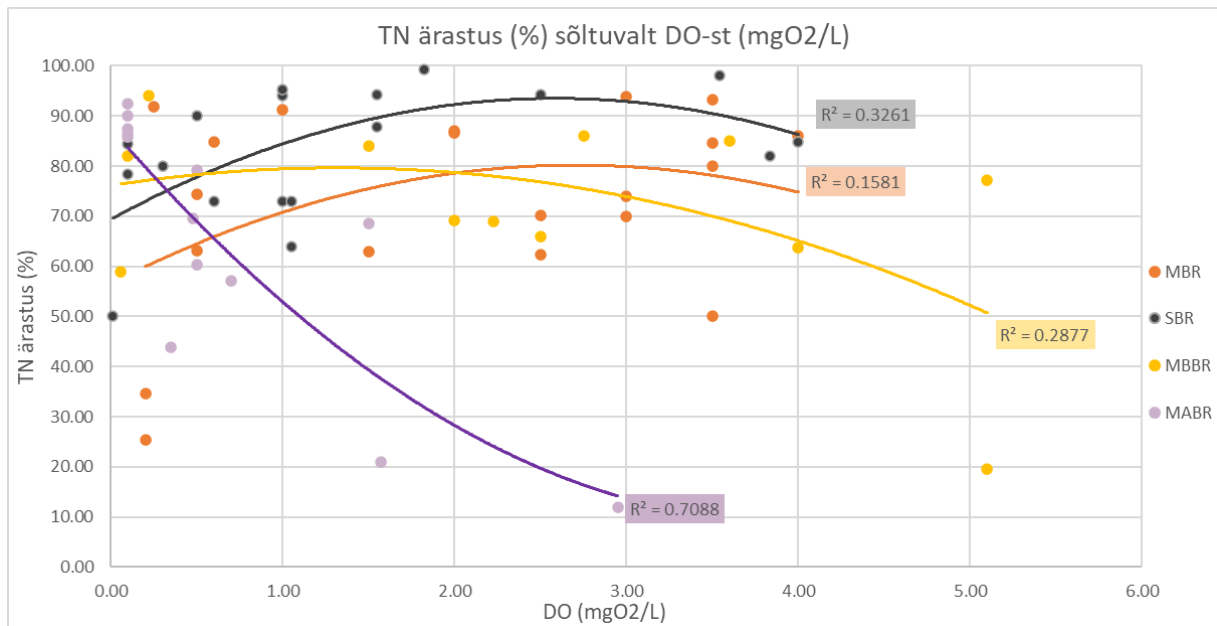
Joonis 13. Erinevate veepuhastusreaktorite kogulämmastiku ärastus sõltuvalt temperatuurist.

N-ärastuse ja pH vahelisi seoseid ei olnud ABR ja SBR-tüüpi reaktorite puhul. Tugevaim seos esines MBR, MBBR ja CSTR-tüüpi reaktorites, kus N-ärastuse efektiivsus oli suurim pH väärtustel ca 7-8 (Joonis 14), kusjuures MBR puhul oli seos positiivne ning MBBR ja CSTR puhul negatiivne (Tabel 2).



Joonis 14. Erinevate veepuhastusreaktorite kogulämmastiku ärastus sõltuvalt pH-st.

N-ärastuse ja DO vahel esines nõrk positiivne seos MBR-tüüpi reaktori puhul, mõõdukas positiivne seos SBR-is ja mõõdukas negatiivne seos MBBR-is ning tugev negatiivne seos MABR-is (Joonis 15, Tabel 2). ABR ja CSTR-tüüpi reaktorid jäeti DO andmeanalüüsist välja andmepunktide vähesuse tõttu. MBR ja SBR-tüüpi reaktorite N-ärastuse efektiivsus oli kõrgeim DO väärtusel ca 2,5 mg/L (Joonis 15). MBBR-tüüpi reaktori puhul osutus sobivamaks madalam DO väärtus ca 1,5 mg/L (Joonis 15). MABR puhul langes N-ärastus efektiivsus koos DO väärtuse kasvamisega ning sobivaim DO väärtus jäi nulli lähedale (Joonis 15).



Joonis 15. Erinevate veepuhustusreaktorite kogulämmastiku ärastus sõltuvalt DO-st.

N-ärastuse ja HRT vahel esines nõrk positiivne seos ainult SBR-tüüpi reaktori puhul (polünoomi $r^2=0,2025$, $\tau=0,286$). N-ärastuse ja reovee sissevoolu TN kontsentratsiooni (mgTN/L) vahel esines tugev positiivne seos SBR-tüüpi reaktori puhul (lineaarne $r^2=0,5797$, $\tau=0,611$) ning nõrk positiivne seos MBBR (polünoomi $r^2=0,2348$, $\tau=0,225$) ja MBR (polünoomi $r^2=0,1288$, $\tau=0,110$) puhul. SBR-tüüpi reaktoris esines nõrk positiivne seos N-ärastuse ja reovee sissevoolu NH₄ kontsentratsiooni ning N-ärastuse ja reovee sissevoolu TP kontsentratsioonide vahel (NH₄ puhul polünoomi $r^2=0,1093$, $\tau=0,247$ ja TP puhul $r^2=0,1938$, $\tau=0,299$). N-ärastuse ja reovee sissevoolu KHT (mg/L) vahel esines nõrk positiivne seos vaid MBR (lineaarne $r^2=0,1871$, $\tau=0,177$) ja MBBR-tüüpi (lineaarne $r^2=0,132$, $\tau=0,171$) reaktorite puhul. Andmepunktide vähesuse tõttu pole esitatud seoseid N-ärastuse ja NO₂ kontsentratsiooni sissevoolus (mg NO₂⁻/L) ning N-ärastuse ja NO₃ kontsentratsiooni sissevoolus (mg NO₃⁻/L) vahel.

4. ARUTELU

Reaktoris saab puhastusprotsessi käigus efektiivselt eemaldada mitmeid erinevaid saasteaineid. Bioloogilises reoveepuhastusprotsessis võib puhastusefektiivsust piirata erinevad tegurid, nt O₂, temperatuur, pH, N või P kontsentratsioon reovees (Mara, 2003). Töös ilmnes, et reaktorite N-ärastuse väärtused olid kõrgeimad temperatuuridel ca 20-35 °C (Joonis 13). Neid tulemusi toetavad ka varasemad teadusuuringud. Temperatuuri peetakse kõige olulisemaks füüsikaliseks teguriks, mis mõjutab toitainete eemaldamise efektiivsust, kuna see mõjutab otseselt mikroorganismide ainevahetuse kiirust. Heitvee kvaliteet pole üldjuhul normidele vastav kui bioloogilist veepuhastust teostatakse temperatuuridel <20 °C ja >30 °C (Tejaswini, et al., 2020).

Tugevaim seos N-ärastuse ja temperatuuri vahel oli CSTR-tüüpi reaktori puhul, mis oli negatiivne. Uuringus (Farno, et al., 2014) täheldati, et CSTR tüüpi reaktori puhastusefektiivsust mõjutavad ka temperatuuri kõikumised (nt muda eeltötlusel), mis mõjutavad muda viskoossust ja koostist (termiline töötlemine põhjustab orgaanilise aine ülekande tahketest lahustunud ühendisse). ABR-tüüpi reaktori puhul joonistus välja küllaltki kitsas optimaalse temperatuuri vahemik. See on selgitatav asjaoluga, et anaeroobsed reaktorid sõltuvad rohkem temperatuurist kui aktiivmuda ja aeroobse biokile reaktorid, kusjuures aktiivmuda protsessi optimaalne temperatuur on ca 37,5 °C ja anaeroobse protsessi puhul on see temperatuur ca 35 °C (Alisawi, 2020). MABR puhul esines nõrk negatiivne seos temperatuurivahemikus ca 20-30 °C (Tabel 2, Joonis 13). Uuringus (Clements, et al., 2024) leiti, et MABR-tüüpi reaktoris oli kõrgemal temperatuuril (30 °C) nitrifitseerijate ja ANAMMOX bakterite arvukus suurem kui madalamal temperatuuril (10 °C).

MBR-tüüpi reaktorites mõjutab madalam temperatuur mitte ainult biolagunemise biokineetikat, vaid ka membraani struktuuri ja ummistumise kiirust. Samas ei saa temperatuur olla ka liiga kõrge, kuna membraanimaterjalidel ja bioloogilistel protsessidel on kõrgete temperatuuride suhtes spetsiifilised taluvused ning liiga kõrge temperatuur piirab KHT (C-ühendite) vähenemist puhastusprotsessi käigus (Xu, et al., 2024).

CSTR- ja ABR-tüüpi reaktorite puhul osutus olulisimaks N-ärastust mõjutavaks teguriks temperatuur. Sõltuvust temperatuurist võivad aidata vähendada reaktori soojustamine (Khalekuzzaman, et al., 2018) ning madalaid temperatuure hästi tolereerivate metanogeenide (nt *Methanomicrobiales*) kasutus (Zha, et al., 2019). ABR-tüüpi reaktoris väheneb sõltuvus temperatuurist tööaja jooksul – pärast u 6 kuud töötamist stabiliseerub reaktori töö ja temperatuur mõjutab efektiivsust vähem (Saif, et al., 2021).

Bioloogilise puhastussüsteemi jaoks on pH oluline keskkonnategur, mis võib mõjutada mikroorganismide aktiivsust. Üldiselt on optimaalne pH aeroobsete protsesside jaoks umbes 7-7,8 ja anaeroobse protsessi jaoks vahemikus 6,8-7,2. pH reguleerimine on oma mittelineaarsuse ja mõju ajalise viivituse tõttu bioloogilises puhastussüsteemis keeruline lüli (Kang, et al., 2009). N-ärastuse ja pH vahelisi seoseid ei olnud ABR ja SBR-tüüpi reaktorite puhul. Tugevaim seos esines MBR, MBBR ja CSTR-tüüpi reaktorites, kus N-ärastuse efektiivsus oli suurim pH väärtustel ca 7-8 (Joonis 14), kusjuures MBR puhul oli seos positiivne ning MBBR ja CSTR puhul negatiivne (Tabel 2). MBBR tüüpi reaktori puhul on varasemalt täheldatud, et N-ärastuse efektiivsus ja ANAMMOX aktiivsus on suuremad madalamal stabiilsel pH väärtusel 6,5 (Jaroszynski, et al., 2011). Kuigi üldjuhul peetakse ANAMMOX bakterite jaoks optimaalseimaks pH väärtusi 6,8–8,5, ilmnes uuringus (Hu, et

al., 2023), et N-ärastuse efektiivsus ja ANAMMOX aktiivsus püsisid kõrged ka pH väärtustel 5–6, mille põhjusteks arvati biokile kaitsvat mõju ning madalat pH-d hästi tolereerivate ANAMMOX liikide rohkust.

DO väärtused võivad reaktori tööaja jooksul oluliselt muutuda, olenevalt läbiviidavast puhastusprotsessist (reaktoris võidakse kombineerida aeroobseid, anaeroobseid, oksilisi ja anoksilisi etappe). N-ärastuse ja DO vahel esines nõrk positiivne seos MBR-tüüpi reaktori puhul, mõõdukas positiivne seos SBR-is ja mõõdukas negatiivne seos MBBR-is ning tugev negatiivne seos MABR-is (Joonis 15, Tabel 2). MBR ja SBR-tüüpi reaktorite N-ärastuse efektiivsus oli kõrgeim DO väärtusel ca 2,5 mg/L, aga MBBR-tüüpi reaktori puhul osutus sobivamaks madalam DO väärtus ca 1,5 mg/L ning MABR puhul langes N-ärastuse efektiivsus koos DO väärtuse kasvamisega ning sobivaim DO väärtus jäi 0 lähedale (Joonis 15). Näiteks (Jin, et al., 2006) leidsid, et madala DO (<0.1 mg/L) puhul määrdus membraan 7,5 korda kiiremini võrreldes kõrge DO-ga (>3.0 mg/L). Samas leiti uuringus (Fernández, et al., 2021), et DO kõikumised ei mõjutanud MBR-süsteemi peamisi tööparameetreid ning DO kontsentratsiooni vähenemise ja membraani ummistumise vahel ei ilmnenud seost. Siiski täheldati madala DO-ga kontsentratsioonidel (<0,2 mgO₂/L) MBR-i heitvee kvaliteedi halvenemist, peamiselt KHT, NH₄ osas, kuid NO₃ puhul täheldati vastupidist efekti. Lisaks leiti teises uuringus (Qin, et al., 2023), et kõrge DO (4,1–6,9 mg/L) puhul oli reaktorite (A2O ehk anaeroobne-anoksiline-aeroobne protsess ja aktiivmuda reaktor) N-ärastuse jõudlus madalam kui madala (0,5–2,2 mg/l) ja mõõduka (2,2–3,9 mg/l) DO-taseme puhul. DO mõjutab N eemaldamist (Bian, et al., 2022).

SBR-tüüpi reaktori puhul on varasemalt täheldatud, et aeroobses etapis on eelistatud mõõdukas DO-tase, kusjuures madal DO-väärtus (0,8 mg/L) parandab P-ärastust, kuid pärsib nitrifikatsiooni ning seeläbi ka N-ärastust (Ginige, et al., 2013). MBBR-tüüpi reaktori puhul peetakse optimaalseks DO-väärtuseks u 1–1,5 mg/L (Zafarzadeh, et al., 2011), kuid heitvee kvaliteet (N-ärastus, KHT) on säilinud hea ka väga madala DO-taseme (0,1 mg/L) juures (Luan, et al., 2022). MABR-tüüpi reaktorite puhul on täheldatud optimaalset DO-väärtust 0,5 mg/L. Mõõdukas/kõrgem DO-tase (2–4 mg/L) pärsib N-ärastust, kuid ei mõjuta KHT vähenemist ega NH₃-ärastust (Dong, et al., 2009). O₂ on anaeroobsele süsteemile kahjulik, sest ainult mõned metanogeensed arhed võivad teatud määral taluda O₂, aga intensiivne raputamine või segamine vähendab taluvust (Botheju, et al., 2011).

N-ärastuse ja HRT vahel esines nõrk positiivne seos ainult SBR-tüüpi reaktori puhul. Sobiva HRT valimisel tuleb arvestada reaktori suuruse ja tüübiga, selles toimivate puhastusprotsessidega ning teiste tööparameetritega. Näiteks kolmeetapilise SBR-i puhul on välja pakutud optimaalne HRT 6 h, jaotusega 1 h anaeroobne/3 h aeroobne/2 h anoksiline etapp (Chang, et al., 2000) ning viieetapilise SBR-i puhul 10,5 h, jaotusega 2 h anaeroobne/1 h anoksiline/4,5 h oksiline/1,5 h anoksiline II/1,5 h oksiline II etapp (Kargi, et al., 2004). Üldjuhul eelistatakse reaktorites võimalikult lühikest HRT-d, mis samas ei mõjutaks negatiivselt heitvee kvaliteeti, sest see võimaldab reovee puhastuseks kasutada väiksemat ja säästlikumat reaktorit (Langenhoff, et al., 2000).

N-ärastuse ja reovee sissevoolu KHT vahel esines nõrk positiivne seos vaid MBR ja MBBR-tüüpi reaktorite puhul. KHT väärtus viitab orgaaniliste C-ühendite osakaalule reovees. Oluline on reovee C:N:P suhte tasakaal – kui üht neist elementidest on reovees liiga palju või liiga vähe, siis võib see osutada N-ärastuse efektiivsust mõjutavaks teguriks.

SBR-tüüpi reaktorite puhul olid olulisimad N-ärastust mõjutavad tegurid DO reaktoris ja TN kontsentratsioon reovee sissevoolus. Uuringus (Lima, et al., 2014) leiti, et õhuvoolu suurendamise ja NH₄-N kontsentratsiooni vähendamisega reovee sissevoolus on võimalik suurendada N-ärastuse efektiivsust ja nitrifikatsiooniprotsessi kiirust. Lisaks täheldati uuringus (Leix, et al., 2016) positiivset korrelatsiooni reovee sissevoolu N-kontsentratsiooni ja reaktoris toimivate N-reaktsiooniprotsesside kiiruse vahel, mis võivad aidata suurendada N-ärastuse efektiivsust. SBR-tüüpi reaktori N-ärastuse efektiivsuse sõltuvust DO-st võib aidata vähendada ANAMMOX ja COMAMMOX mikroorganismide kasutus (Wu, et al., 2019).

MBR-tüüpi reaktorite puhul osutus kõige olulisemaks pH väärtus ja temperatuur. Uuringus (Sanguanpak, et al., 2015) täheldati kõrgema pH puhul paremat anorgaaniliste saasteainete eemaldamiseefektiivsust, kuid pH väärtused alla 5,5 või üle 8,5 soodustasid membraanide ummistumist, kuigi membraanide ummistumist saab vähendada hoides pH väärtused vahemikus 6,5 – 7,5. MBBR-tüüpi reaktorite puhul olid olulised nii temperatuur, pH kui ka DO. Neist tundus olevat enam oluline pH ning seda samadel põhjustel kui MBR-tüüpi reaktoris – liiga happelised või aluselised tingimused pärsivad mikroorganismide aktiivsust ja mõjutavad membraani läbilaskvust.

MABR-tüüpi reaktorite puhul oli olulisim DO. Uuringus (Downing, et al., 2008) leiti, et MABR tööks optimaalne DO kontsentratsioon membraani pinnal on 3.5 mg/L, kusjuures reovees peavad säilima anoksilised tingimused, et võimaldada denitrifikatsiooni samaaegset toimumist nitrifikatsiooniga – liiga kõrge DO inhibeerib denitrifikatsiooni protsessi toimumist. Lisaks tuleb arvesse võtta, et tingimused tööstuslikes bioreaktorites erinevad laboratoorsetest tingimustest – kõrgemad hüdrostaatilised- ja üldrõhud tööstuslikes bioreaktorites suurendavad gaasi lahustuvust. Siin töös analüüsitud uuringud olid üldjuhul teostatud laboratoorsetes tingimustes.

KOKKUVÕTE

Käesolevas töös uuriti ja hinnati erinevate reoveepuhastusreaktorite lämmastikärastuse efektiivsust ning selle seoseid reaktorite füüsikaliste ja keemiliste tööparameetritega, reovee koostist ja kvaliteeti iseloomustavate parameetritega ning teiste keemiliste ühendite ärastuseefektiivsustega. Võimalikult ajakohase info saamiseks koguti andmeid viimase 11 aasta jooksul publitseeritud uuringutest. Saadud andmeid uuriti karpdiagrammide, korrelatsioonimaatriksite ja regressioonimudelite teostamise teel. Leiti, et parim N-ärastuseefektiivsus (mediaan 81%, keskmine 80,1%), mida mõjutasid enim DO reaktoris ja TN kontsentratsioon reovee sissevoolus, oli SBR-tüüpi ehk annuspuhastusreaktoris. Sellele järgnes MBBR-tüüpi ehk liikuvate kandjatega biokilereaktor (N-ärastuseefektiivsuse mediaan 80,95%, keskmine 74,07%), kus olulist rolli mängis pH. N-ärastuseefektiivsuse pingereas kolmas (mediaan 74,15%, keskmine 73,82%) oli MBR-tüüpi ehk membraanbioreaktor, mille jõudlust mõjutas samuti enim pH. Sellele järgnes ABR-tüüpi ehk anaeroobne vaheplaatidega reaktor (N-ärastuseefektiivsuse mediaan 71,18%, keskmine 66,2%), kus ärastus sõltus paljuski temperatuurist. N-ärastuseefektiivsuse pingereas viies (mediaan 70,87%, keskmine 69,1%) oli MABR-tüüpi ehk membraan-aereeritud biokilereaktor, mida mõjutas enim DO. Kõige halvemaid N-ärastuseefektiivsuse tulemusi (mediaan 52,75%, keskmine 51,18%) näitas CSTR-tüüpi ehk pideva segamisega paakreaktor, mille edukust mõjutas enim temperatuur.

Töös esitatud andmetest on abi sobiva reoveepuhastussüsteemi valimisel ja käitamisel, kui on peamine huvi N ärastus ja selle efektiivsus.

Comparison of different types of wastewater treatment systems for nitrogen removal: a systematic literature review

Eliisabet Ojar

SUMMARY

The aim of this study was to assess and compare the nitrogen removal efficiency of various wastewater treatment reactors, as well as its relationship with the physical and chemical operating parameters of the reactors, the parameters characterizing the composition and quality of wastewater, and the removal efficiencies of other chemical compounds. In order to obtain as up-to-date information as possible, data was collected from studies published in the last 11 years. The obtained data was studied by performing box plots, correlation matrices and regression models. The best N removal efficiency (median 81%, mean 80.1%) was found in SBR (sequencing batch reactor), which was most affected by DO in the reactor and TN concentration in the wastewater inflow. This was followed by the MBBR (moving bed biofilm reactor), which showed N removal efficiency median 80.95% and mean 74.07%, and was most affected by pH. The MBR (membrane bioreactor), which was also most affected by pH, ranked third in terms of N-removal efficiency (median 74.15%, average 73.82%). This was followed by the ABR (anaerobic baffled reactor), which showed N removal efficiency median 71.18% and mean 66.2%, and was most affected by temperature. The MABR (membrane-aerated biofilm reactor), which was most affected by DO, ranked fifth in terms of N-removal efficiency (median 70.87%, average 69.1%). The worst N-removal efficiency results (median 52.75%, average 51.18%) were shown by the CSTR (continuously stirred tank reactor) which was most affected by temperature. The data presented in the work are useful in selecting and operating a suitable wastewater treatment system, if the main interest is N removal and its efficiency.

Tänuavaldused

Töö autor soovib tänada juhendajat Mikk Espenbergi ja oma perekonda.

Kasutatud kirjandus

- Alarjani, Khaloud Mohammed, et al. 2021.** Biofilm producing indigenous bacteria isolated from municipal sludge and their nutrient removal ability in moving bed biofilm reactor from the wastewater. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 2021. a., Kd. 28, 9, lk 4994-5001.
- Ali, I., et al. 2014.** Moving bed biofilm reactor technology as batch system in wastewater treatment. *Journal of Biotechnology Research Center (Special edition)*. 2014. a., Kd. 8, 2.
- Alisawi, Hussein Abed Obaid. 2020.** Performance of wastewater treatment during variable temperature. *Applied Water Science*. 2020. a., Kd. 10.
- Allaoui, Moez, et al. 2015.** *Good Practices for Regulating Wastewater Treatment: Legislation, Policies and Standards*. s.l. : United Nations Environment Programme, 2015.
- Amdur, M. O., Dull, J. ja Klassen, E. D. 1991.** *Casarett and Doull's toxicology*. New York : Pergamon Press, 1991.
- Aqaneghad, Mohammad ja Moussavi, Gholamreza. 2016.** Electrochemically enhancement of the anaerobic baffled reactor performance as an appropriate technology for treatment of municipal wastewater in developing countries. *Sustainable Environment Research*. 2016. a., Kd. 26, 5, lk 203-208.
- Bian, Xueying, et al. 2022.** Effect of dissolved oxygen on high C/N wastewater treatment in moving bed biofilm reactors based on heterotrophic nitrification and aerobic denitrification: Nitrogen removal performance and potential mechanisms. *Bioresource Technology*. 2022. a., Kd. 365.
- Bijmans, M. F. M., et al. 2011.** Sulfate Reduction for Inorganic Waste and Process Water Treatment. [toim.] Murray Moo-Young. *Comprehensive Biotechnology*. 2, 2011. a., lk 435-446.
- Botheju, Deshai ja Bakke, Rune. 2011.** Oxygen Effects in Anaerobic Digestion – A Review. *The Open Waste Management Journal*. 2011. a., Kd. 4, lk 1-19.

- Brindle, K., Stephenson, T. ja Semmens, M. J. 1999.** Pilot-Plant Treatment of a High-Strength Brewery Wastewater Using a Membrane-Aeration Bioreactor. *Water Environment Research*. 1999. a., Kd. 71, 6.
- Carpenter, S. R., et al. 1998.** NONPOINT POLLUTION OF SURFACE WATERS WITH PHOSPHORUS AND NITROGEN. 1998. a.
- Chang, Ho Nam, et al. 2000.** Simulation of sequential batch reactor (SBR) operation for simultaneous removal of nitrogen and phosphorus. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 2000. a., Kd. 23, 5, lk 513–521.
- Chen, Chongjun, et al. 2016.** Evaluation of COD effect on anammox process and microbial communities in the anaerobic baffled reactor (ABR). *Bioresource Technology*. 2016. a., Kd. 216, lk 571-578.
- Cho, Sunja, Kambey, Cicilia ja Nguyen, Van Khanh. 2020.** Performance of Anammox Processes for Wastewater Treatment: A Critical Review on Effects of Operational Conditions and Environmental Stresses. *Water*. 2020. a.
- Clements, Emily, et al. 2024.** Effects of temperature on nitrifying membrane-aerated biofilms: An experimental and modeling study. *Water Research*. 2024. a., Kd. 253.
- Dong, Wen-yi, et al. 2009.** Effect of DO on simultaneous removal of carbon and nitrogen by a membrane aeration/filtration combined bioreactor. *Journal of Membrane Science*. 2009. a., Kd. 344, 1-2, lk 219-224.
- Downing, Leon S ja Nerenberg, Robert. 2008.** Effect of Oxygen Gradients on the Activity and Microbial Community Structure of a Nitrifying, Membrane-Aerated Biofilm. *Biotechnology and Bioengineering*. 2008. a., Kd. 101, 6, lk 1193-1204.
- Driscoll, C., et al. 2003.** *Nitrogen Pollution: From the Sources to the Sea*. Earth Systems Research Center. s.l. : Hubbard Brook Research Foundation, 2003.
- Elmekawy, Ahmed, et al. 2015.** *Environmental Waste Management*. 2015. lk 157-183.

Englande, A. J., Krenkel, Peter ja Shamas, J. 2015. Wastewater Treatment & Water Reclamation.

Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. 2015. a.

Erismann, J.W., et al. 2015. *Nitrogen: too much of a vital resource.* Science Brief. Zeist, The

Netherlands : WWF Netherlands, 2015.

Farno, Ehsan, et al. 2014. Rheological characterisation of thermally-treated anaerobic digested

sludge: Impact of temperature and thermal history. *Water Research.* 2014. a., Kd. 56, lk 156-161.

Fath, Brian D. 2014. *Encyclopedia of Ecology (Second Edition).* 2014.

Fernández, Alicia Checa, et al. 2021. Influence of activated sludge dissolved oxygen concentration

on a membrane bioreactor performance with intermittent aeration. *Journal of Environmental Science and Health.* 2021. a., Kd. 56, 9, lk 953-962.

Gao, Xinjie, et al. 2023. The successful integration of anammox to enhance the operational stability

and nitrogen removal efficiency during municipal wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal.* 2023. a., Kd. 451, 3.

Gehle, Kim. 2013. *Case Studies in Environmental Medicine (CSEM): Nitrate/Nitrite Toxicity.* Agency

for Toxic Substances and Disease Registry. s.l. : U.S. Department of Health and Human Services, 2013.

Giblin, A. E., et al. 2013. The importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in

the nitrogen cycle of coastal ecosystems. *Oceanography.* 2013. a.

Ginige, Maneesha P., et al. 2013. Biological phosphorus and nitrogen removal in sequencing batch

reactors: effects of cycle length, dissolved oxygen concentration and influent particulate matter. *Water Science & Technology.* 2013. a., Kd. 68, 5, lk 982–990.

He, Huanqi, et al. 2021. Recent progress using membrane aerated biofilm reactors for wastewater

treatment. *Water Science & Technology.* 2021. a., Kd. 84, 9.

Hoikins, Jan, et al. 2012. Membrane Bioreactor (MBR) Technology – a Promising Approach for

Industrial Water Reuse. *Procedia Engineering.* 2012. a., Kd. 33.

- Hu, Zhetai, et al. 2023.** Adaptation of anammox process for nitrogen removal from acidic nitrification effluent in a low pH moving bed biofilm reactor. *Water Research*. 2023. a., Kd. 243.
- Hurtado, F. J., Kaiser, A. S. ja Zamora, B. 2015.** Fluid dynamic analysis of a continuous stirred tank reactor for technical optimization of wastewater digestion. *Water Research*. 2015. a., Kd. 71, lk 282-293.
- Jaroszynski, L.W., et al. 2011.** Importance of the operating pH in maintaining the stability of anoxic ammonium oxidation (anammox) activity in moving bed biofilm reactors. *Bioresource Technology*. 2011. a., Kd. 102, 14, lk 7051-7056.
- Jin, Yu-Lan, et al. 2006.** Effect of DO concentration on biofilm structure and membrane filterability in submerged membrane bioreactor. *Water Research*. 2006. a., Kd. 40, 15, lk 2829-2836.
- Kang, Jiayu, Wang, Mengxiao ja Xiao, Zhongjun. 2009.** Modeling and Control of pH in Pulp and Paper Wastewater Treatment Process. *Journal of Water Resource and Protection*. 2009. a., Kd. 1, 2, lk 122-127.
- Kargi, Fikret ja Uygur, Ahmet. 2004.** Hydraulic residence time effects in biological nutrient removal using five-step sequencing batch reactor. *Enzyme and Microbial Technology*. 2004. a., Kd. 35, 2, lk 167–172.
- Karri, Rama Rao, Ravindran, Gobinath ja Dehghani, Mohammad Hadi. 2021.** *Soft Computing Techniques in Solid Waste and Wastewater Management*. 2021. lk 3-33.
- Keskkonnaministeerium, Eesti Vabariigi. 2015.** Juhendmaterjal hajaasustuse reoveekäitlussüsteemide kavandamiseks, valikuks, ehitamiseks ja hooldamiseks. 2015. a., lk 56.
- Khalekuzzaman, M., et al. 2018.** Performance comparison of uninsulated and insulated hybrid anaerobic baffled reactor (HABR) operating at warm temperature. *Water Science & Technology*. 2018. a., Kd. 78, 9, lk 1879–1892.
- Kitanou, Sarra, et al. 2021.** A comparative examination of MBR and SBR performance for municipal wastewater treatment. *Water Practice & Technology*. 2021. a., Kd. 16, 2.

- Langenhoff, Alette A.M., Intrachandra, Narisara ja Stuckey, David C. 2000.** Treatment of dilute soluble and colloidal wastewater using an anaerobic baffled reactor: influence of hydraulic retention time. *Water Research*. 2000. a., Kd. 34, 4, lk 1307-1317.
- Lanzetta, Anna, et al. 2021.** Anammox-Based Processes for Mature Leachate Treatment in SBR: A Modelling Study. *Processes*. 2021. a., Kd. 9, 8.
- Leix, C., et al. 2016.** Performance and N₂O Formation of the Deammonification Process by Suspended Sludge and Biofilm Systems—A Pilot-Scale Study. 2016. a., Kd. 8, 12, lk 578.
- Li, Yi ja Zhang, Kaisong. 2018.** Pilot scale treatment of polluted surface waters using membrane-aerated biofilm reactor (MABR). *Biotechnology & Biotechnological Equipment*. 2018. a., Kd. 32, 2, lk 376–386.
- Lima, Adriana, et al. 2014.** Application of response surface methodology to study the biological removal of nitrogen from effluent of cattle slaughterhouse in a sequencing batch reactor. *Engenharia Agrícola*. 2014. a., Kd. 34, 2, lk 363-371.
- Luan, Ya-Nan, et al. 2022.** Investigation of an intermittently-aerated moving bed biofilm reactor in rural wastewater treatment under low dissolved oxygen and C/N condition. *Bioresource Technology*. 2022. a., Kd. 358.
- Mania, Daniel, et al. 2014.** The nitrate-ammonifying and nosZ-carrying bacterium *Bacillus vireti* is a potent source and sink for nitric and nitrous oxide under high nitrate conditions. *Environmental Microbiology*. 2014. a., Kd. 16, 10, lk 3196-3210.
- Mara, Duncan. 2003.** Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries. 2003. a.
- Mehrani, M., et al. 2020.** The occurrence and role of *Nitrospira* in nitrogen removal systems. *Bioresource Technology*. 2020. a., Kd. 303.
- Modin, Oskar, et al. 2016.** Non-Oxidative Removal of Organics in the Activated Sludge Process. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2016. a.

- Naidoo, Shalinee ja Olaniran, Ademola O. 2014.** Treated Wastewater Effluent as a Source of Microbial Pollution of Surface Water Resources. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2014. a., Kd. 11, 1, lk 249-270.
- Ni, Shou-Qing ja Zhang, Jian. 2013.** Anaerobic Ammonium Oxidation: From Laboratory to Full-Scale Application. *BioMed Research International*. 2013. a.
- Niaounakis, Michael ja Halvadakis, Constantinos P. 2006.** Olive Processing Waste Management. *Waste Management Series*. 2006. a., Kd. 5.
- Pal, Parimal. 2017.** *Industrial Water Treatment Process Technology*. s.l. : Butterworth-Heinemann, 2017. lk Chapter 6 - Industry-Specific Water Treatment: Case Studies.
- Pirsaheb, M., Amini, J. ja Hossaini, H. 2021.** Application of ABR/zeolite for TKN removal from compost leachate. 2021. a., Kd. 24.
- Pradel, Marilys ja Aissani, Lynda. 2019.** Environmental impacts of phosphorus recovery from a “product” Life Cycle Assessment perspective: Allocating burdens of wastewater treatment in the production of sludge-based phosphate fertilizers. *Science of The Total Environment*. 2019. a., Kd. 656, lk 55-69.
- Qin, Lu, et al. 2023.** Impact of Dissolved Oxygen on the Performance and Microbial Dynamics in Side-Stream Activated Sludge Hydrolysis Process. *Water*. 2023. a., Kd. 15, 11.
- Russell, David. 2019.** *Practical Waste water Treatment*. s.l. : John Wiley & Sons, Inc., 2019. lk 227-272.
- Rütting, T., et al. 2011.** Importance of DNRA for the terrestrial N cycle. *Biogeosciences Discussions*. 2011. a.
- Saif, Yasmin, et al. 2021.** Performance Evaluation of a Field-Scale Anaerobic Baffled Reactor as an Economic and Sustainable Solution for Domestic Wastewater Treatment. *Sustainability*. 2021. a., Kd. 13, 18.
- Samer, Mohamed. 2015.** Biological and Chemical Wastewater Treatment Processes. *Wastewater Treatment Engineering*. 2015. a.

- Sanguanpak, Samunya, et al. 2015.** Influence of operating pH on biodegradation performance and fouling propensity in membrane bioreactors for landfill leachate treatment. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2015. a., Kd. 102, lk 64-72.
- Santos, Andreia D., et al. 2020.** Moving bed biofilm reactor (MBBR) for dairy wastewater treatment. *Energy Reports*. 2020. a., Kd. 6, lk 340-344.
- Schnoor, Teresa. 1999.** Wastewater Technology Fact Sheet Sequencing Batch Reactors. 1999. a.
- Singureanu, Cristina ja Woinaroschy, Alexandru. 2019.** Obtaining a guide operator of wastewater treatment by sbr process using simulation and sensitivity analysis. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2019. a., lk 523–534.
- Skiba, U. 2008.** *Encyclopedia of Ecology*. 2008.
- Tejaswini, E., Uday Bhaskar Babu, G. ja Seshagiri Rao, A. 2020.** Effect of Temperature on Effluent Quality in a Biological Wastewater Treatment Process. *Chemical Product and Process Modeling*. 2020. a., Kd. 15, 1.
- Vo, Thi-Kim-Quyen, et al. 2018.** Nitrogen Removal by Sulfur-Based Carriers in a Membrane Bioreactor (MBR). *Membranes*. 2018. a.
- Wang, Huoqing, et al. 2015.** Characteristics of Biological Nitrogen Removal in a Multiple Anoxic and Aerobic Biological Nutrient Removal Process. *BioMed Research International*. 2015. a., lk 8.
- Werkneh, Adhena Ayaliew. 2022.** Application of membrane-aerated biofilm reactor in removing water and wastewater pollutants: Current advances, knowledge gaps and research needs - a review. *Environmental Challenges*. 2022. a.
- Wu, Guangxue, et al. 2020.** Review of characteristics of anammox bacteria and strategies for anammox start-up for sustainable wastewater resource management. *Water Science and Technology*. 2020. a., Kd. 82, 9.
- Wu, Lina, et al. 2019.** Cooperation between partial-nitrification, complete ammonia oxidation (comammox), and anaerobic ammonia oxidation (anammox) in sludge digestion liquid for nitrogen removal. *Environmental Pollution*. 2019. a., Kd. 254.

Xu, Bochao, et al. 2024. A Review of Temperature Effects on Membrane Filtration. *Membranes*.

2024. a., Kd. 14, 1.

Yuan, Huizhou, Li, Yong ja Wang, Kun. 2021. Effect of influent ammonia nitrogen concentration on microbial community in MBBR reactor. *Water Science and Technology*. 2021. a., Kd. 83, 1, lk 162-172.

Zafarzadeh, Ali, et al. 2011. Effect of dissolved oxygen and chemical oxygen demand to nitrogen ratios on the partial nitrification/denitrification process in moving bed biofilm reactors. *Iranian Journal of Biotechnology*. 2011. a., Kd. 9, 3.

Zha, Xiao, et al. 2019. Evaluation of an anaerobic baffled reactor for pretreating black water: Potential application in rural China. 2019. a., Kd. 251.

Zhang, Ke, et al. 2021. Biochemical pathways and enhanced degradation of dioctyl phthalate (DEHP) by sodium alginate immobilization in MBR system. *Water Science & Technology*. 2021. a.

Zhao, Dongya, Zhu, Quanmin ja Dubbeldam, Johan. 2015. Terminal sliding mode control for continuous stirred tank reactor. *Chemical Engineering Research & Design*. 2015. a., Kd. 94, lk 266-274.

LISAD

Tabel 1. Avaldatud uuringud lämmastikärastuseks erinevat tüüpi reaktorites.

Viide	Viite aasta	Reaktori tüüp	T (°C)	pH	DO (mg O ₂ /L)	HRT (tundi)	TN ärastus (%)	TP ärastus (%)	NH ₄ ärastus (%)	KHT vähene-mine (%)	TN sisse-voolus (mg TN/L)	TP sisse-voolus (mg TP/L)	NH ₄ sisse-voolus (mg NH ₄ /L)	KHT sisse-voolus (mg/L)
1	2022	ABR	32.5	7.75		6.5	53.5	17.5	52				60	25
2	2014	ABR	27	7.44		24	78	17.5		86.5	64.65	13.7		751
3	2024	ABR				24	68	65.5		85				
4	2024	ABR				48	76.7	65		94.1				
5	2023	ABR	35	8.20			94							
6	2023	ABR		7.25		12	69	35		81		14.48		534
7	2016	ABR	35				83.1							
7	2016	ABR	35				75.4						70	
8	2015	ABR	27	8.00		10	86							
9	2018	ABR					78		30	97			110	420
10	2017	ABR	24.75	6.84			72.1	84			214	0.38		
11	2017	ABR	35	7.30		480	67.4				1500		1200	
12	2015	ABR	35	7.50		6	84.2				876		100	
13	2021	ABR	25	6.11	0.1	2.88	70.26							
14	2019	ABR	36			48	28.78	32.54		94.05	189.34	37.41		
15	2019	ABR		6.90		394.5	37	49						
15	2019	ABR		6.90		394.5	44	81				508		
16	2021	ABR	24.67	7.66		20	29	51.2		46				
16	2021	ABR	24.67	7.15		20	31.2	58		47.6				
17	2016	ABR	30				96		97				55.6	70
17	2016	ABR	30				58		4				55.6	284.1
18	2020	ABR	30	7.50	0.8	3	89		85		50	4	35	350
18	2020	ABR	30	7.50	1.2	3	84				50	4	35	350
19	2021	ABR	25	7.80	0.2	24	80.73		85.75				125	
19	2021	ABR	25	7.80	0.2	24	84.53		90.9				150	
20	2016	ABR	22.5	6.20		5.5	73			97	74.48			18431
21	2019	ABR		7.00		34	90.9	88		90	332	90		23230
22	2018	ABR	30				97.5		100	99.6	180		70	180
23	2020	ABR	26.2	8.33			95.56	89.33	99.68	78.9				
24	2019	ABR	17.7	8.2		24	23	30		75	85	6		
24	2019	ABR	17.7	8.2		18	20	27		72	85	6		
24	2019	ABR	17.7	8.2		14	18	25		68	85	6		
25	2015	ABR	35			12	59.08							
25	2015	ABR	35			24	66.93							
25	2015	ABR	35	7.7		48	90.7	9						
25	2015	ABR	35			96	66.4							
26	2016	ABR		7.4		48	48.39	71.74			112	24	79.5	
27	2021	ABR	35	6.77		120	48.42				390			10000
28	2017	MBR	20			40.8	71			93				193
29	2023	MBR	25		2.5	6.2	62.3		98.2	96.4				
29	2023	MBR	25		2.5	6.2	70.1		98.4	97.9				
30	2022	MBR					86		96	89			200	200
31	2022	MBR			0.5		63.05							
31	2022	MBR			1		91.17							
31	2022	MBR			2		87.04							
31	2022	MBR			3		70.02							
32	2023	MBR	25.5	7.65	4	7	86	36	100	93.2	38	1.42	21.79	252
33	2022	MBR					70.58							
34	2013	MBR	24.5	7.1	3	8	74			75	51			222
35	2015	MBR	18	7.26		8.3	79	90		99	35.74	3.78		85.26

Lisad, Tabel 1, jätk 1:

Viide	Viite aasta	Reaktori tüüp	T (°C)	pH	DO (mg O ₂ /L)	HRT (tundi)	TN ärastus (%)	TP ärastus (%)	NH ₄ ärastus (%)	KHT vähene-mine (%)	TN sisse-voolus (mg TN/L)	TP sisse-voolus (mg TP/L)	NH ₄ sisse-voolus (mg NH ₄ /L)	KHT sisse-voolus (mg/L)
36	2021	MBR	27.5	7.97	0.25	7	91.9						207.5	
37	2016	MBR	18.5	7.15			63.7		77.1	91.5	39.9		23.3	257.4
38	2014	MBR	37.5	8.50	3.5		93.25				330			12400
39	2016	MBR	20	8.45	3		93.8	93.4	97.5	98.8	112	46	59	11400
40	2014	MBR			2	7	86.6	94.1		93.9	37	5.39	27	513
41	2014	MBR	23.6	7.10		10.2	67			96	53.5		39.3	912
41	2014	MBR	23.6	7.10		10.2	73			96	53.5		39.3	912
42	2015	MBR	25			7.00	94.2	53.3		94.4	28.18	10.6	55	313.73
43	2021	MBR	35	7.50	0.6	15	84.75			90.57			90	150
44	2021	MBR	15.8		0.2	8	25.4		63.87				135	
44	2021	MBR	15.8		0.2	8	34.52		70.53				135	
45	2017	MBR	25	7.10	3.5	6	80				47.5			270
45	2017	MBR	25	7.10	3.5	6	50				47.5			270
46	2017	MBR	30.6	7.60			36			81			923	2747
47	2021	MBR	24.25	8.00		15	91	85		93.5	62.5	20		709
48	2020	MBR		7.59	3.5	4.06	84.61	49.22	80.75	89.71	32.6	25.3	15.15	1849.9
49	2018	MBR			1.5		63	37	100	98	51	5.1	49.24	141
50	2021	MBR	25			18	65.05		100	94				220
51	2021	MBR	25	8.00	0.5	3.50	74.30			87.8			28	351
52	2020	MBR		7.50		7.92	99.9				2000		856.5	
53	2024	SBR	25				65.4	93.8		93.8				
54	2023	SBR		7.00		11	90.67		97.46	76			50	162.75
55	2023	SBR					66.74		96.76		26.1	2.93	25.7	156.8
56	2024	SBR				6	66			93				
57	2024	SBR					79.9							
58	2023	SBR	35	8.50		64.8	96			93	250	25	93	660
58	2023	SBR	35	8.50		64.8	93			93	250	25	93	660
59	2022	SBR	24.25	8.00		15	60	77.5		77.7	62.5	20		709
60	2021	SBR	16.97	8.10	1	398.4	93.97					6.37		688
60	2021	SBR	16.97	8.10	2.5	490.4	94.3					6.37		688
61	2021	SBR	22.67	7.60	0.1	24	78.4				100			
62	2014	SBR	20	7.15			86.4	97.5	76			20	50	400
62	2014	SBR	15	7.15			73					20	50	400
63	2014	SBR		7.80	0.6		72.87						238	420.8
64	2015	SBR	25	8.00			67.9	95.7	99.8	90.8		9.8	38.3	374.4
64	2015	SBR	25	8.00			94.2	92.2	99.9	88.4		9.8	38.3	374.4
65	2014	SBR	20	8.44	1		73	80	96		190.95	11.45	174.63	868.25
66	2018	SBR	23	8.00			51.7	80.6			46.9	2.1		
67	2015	SBR			3.83	24	82						40	
68	2021	SBR	21	9.35	1.05		73		89.2	86.5			80.4	1909
69	2021	SBR	13				77			90.4				
70	2021	SBR	30.5	7.10	3.54	34	98	45		99				450
71	2019	SBR	23.45	7.50	1.83		99.33		98.82	87.41	2250		2150	2900
72	2019	SBR	32	7.80	0.1		84.50							
73	2021	SBR	32	7.65	0.3	5.5	80.00		97					
74	2019	SBR	30	8.30	0.5		90						200	
75	2020	SBR	22	7.50	1.05	48	64							
76	2018	SBR			1.55		87.80		96.5		118	18.5	51.1	530
76	2018	SBR			1.55		94.20		99		118	18.5	51.1	530
77	2018	SBR		7.50	4		84.8		82.9				63.2	
78	2021	SBR	28	7.00	1	10	95.20	98.4		98.4	110.6	37.4	47.2	3225
79	2022	SBR	24.33	6.20	0.01		50			65			30	80
80	2017	MBBR		7.6	2	20	69.08	54.38			50	8		

Lisad, Tabel 1 jätk 2:

Viide	Viite aasta	Reaktori tüüp	T (°C)	pH	DO (mg O ₂ /L)	HRT (tundi)	TN ärastus (%)	TP ärastus (%)	NH ₄ ärastus (%)	KHT vähemine (%)	TN sissevoolus (mg TN/L)	TP sissevoolus (mg TP/L)	NH ₄ sissevoolus (mg NH ₄ /L)	KHT sissevoolus (mg/L)
81	2024	MBBR					90.95	99.92		99.62				5493
82	2024	MBBR					89.00	66.5						
83	2024	MBBR		7			85.00		79	87				
84	2021	MBBR				40	78.94	59.64	99.6					
85	2020	MBBR	25	7.20	7.65	12.8	96.2	94.7		95.5	66.15	9.6	61.25	
86	2019	MBBR	1.7			1.1	67	90		94	124	7.49		836
87	2021	MBBR	15.85	7.03			63.48	84	78.44	87.34	57.67	2.94	35.29	384.83
88	2021	MBBR	35	7.20		11.08	87.00				1059		983	485
89	2019	MBBR	20	7.25		6	86							
90	2020	MBBR	25	7.80		12	68.9		55.56		22.3		2.2	
91	2014	MBBR		8.17	2.23		59	85		83	15	5.4		950
91	2014	MBBR		7.50	0.06		84			52	15	5.4		950
92	2016	MBBR	32	7.60	1.5	52.8	81.9							
93	2018	MBBR	22	7.50	0.1	7.00	94				29.8			
94	2020	MBBR	22	7.75	0.22	5.32	86.1						180	
95	2021	MBBR	25	7.00	2.75	12	63.63			91.46		4	21.38	316.5
96	2021	MBBR	30	7.50	4	12	85	84.2			100	20	105	900
97	2014	MBBR	28.3	7.80	3.6	6.3	66.00						314	
98	2023	MBBR	25	7.25	2.5	8	84.00		94.3				26.2	100
99	2021	MBBR		7.00		8.00	80							
100	2022	MBBR		7.00			77.12						24.69	
101	2021	MBBR	10	7.90	5.1	8	19.60	51		78.5		7.3	43.6	
101	2021	MBBR	20	7.80	5.1	8	15.85	66.5		84.05		7.8	43.6	
102	2023	MABR		7.30		12	69.8		74.3	90.9				
103	2023	MABR					66.7	91.1		89.1				3400
104	2024	MABR		7.00	0.1	17.67	90						20.4	
104	2024	MABR		7.00	0.1	17.67	92.4						40.3	
104	2024	MABR		7.00	0.1	17.67	86.5						51.9	
104	2024	MABR		7.00	0.1	17.67	87.4						59.6	
104	2024	MABR		7.00	0.1	17.67	85.8						76.6	
105	2024	MABR					91			97				
106	2017	MABR	24	7.85		24	70.6		98.5	92.8			32	220
107	2015	MABR				12	71.9		32.1	82.3	31		5.3	480
108	2016	MABR	20	7.50		24	84.6		93.1	83.7			50	
109	2019	MABR	25	8.05		12	85.66			97.06	50			250
109	2019	MABR	25	8.05		20	71.13			87.13	50			250
110	2022	MABR	25.5	6.96	1.57		21						75	
110	2022	MABR	26	6.51	2.95		12						75	
111	2014	MABR	20	6.55	0.35	12	43.8		67.46	86.87			41.93	268.71
112	2020	MABR	20			18	87		83.5				75.5	
112	2020	MABR	20			18	55		72				75.5	
113	2018	MABR			0.5	36	60.3		92.2				25	
114	2021	MABR		7.10	0.7	12	57.1		81.1	94.7				
115	2022	MABR					51.65		99.57	62.84				
116	2018	MABR	31.3		0.48	24	69.5			97			50	
117	2021	MABR		7.75	0.5	12	79.1		88.3	95.1				
118	2020	MABR	18.7	7.40	1.5	17.8	68.5		98.8	89	56.3	6.3	34.6	287.6
119	2021	CSTR	33.3	8.28	0.3		82				1209.4			2597
120	2019	CSTR	25	7.20	0.6	21.12	75.6							
121	2021	CSTR	23		0.5	0.97	80		95				140.9	
122	2020	CSTR	24.97	7.70	12.5	168	49.4	97.4						
123	2020	CSTR	36	8.50		39	29.2	68.1		71.3				
123	2020	CSTR	36	8.50		58	33	80		76.3				
123	2020	CSTR	36	8.50		90	38.9	69		78.7				
124	2017	CSTR	27	7.90			43.3	55.4		65.1				
124	2017	CSTR	36	7.90			56.4	58		66.6				
124	2017	CSTR	45	7.90			56.1	32.8		65.5				
124	2017	CSTR	54	7.90			15.1	40.7		51.7				
124	2017	CSTR	63	7.90			17.7	32.1		51.1				
125	2021	CSTR		7.6	0.95	4.5	81.5			59.3	30.3		28.1	79
126	2013	CSTR	35	7		8.5	58.3	83.13		88.17				

Viited publikatsioonidele (Lisad, Tabel 1):

1. **Li, J. ja Tabassum, S. 2022.** Simultaneous removal of ammonia nitrogen and sulfide by coupled anammox and sulfur autotrophic denitrification process from industrial wastewater. *Cleaner Engineering and Technology*. 2022. a., Kd. 8.
2. **Jamshidi, S., et al. 2014.** Wastewater treatment using integrated anaerobic baffled reactor and Bio-rack wetland planted with Phragmites sp. and Typha sp. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2014. a., Kd. 12.
3. **Satyendra ja Vijay, R. 2024.** Anaerobic baffled reactor followed by up-flow constructed wetland for treatment of municipal wastewater. *Journal of Water Process Engineering*. 2024. a., Kd. 58.
4. **Yousefi, Z., et al. 2024.** Performance evaluation of Anaerobic-Aerobic Hybrid Baffled Reactor Coupled with an Anaerobic Filter treating Landfill Leachate. *Environmental Science and Pollution Research*. 2024. a., Kd. 31, lk 28062–28076.
5. **Kotcharoen, W., et al. 2023.** Evaluation of an anaerobic baffled reactor (ABR) – downflow hanging sponge (DHS) system in treatment of black wastewater from a closed recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*. 2023. a., Kd. 100.
6. **Khan, A., et al. 2023.** Feasibility Study of Anaerobic Baffled Reactor Coupled with Anaerobic Filter Followed by Membrane Filtration for Wastewater Treatment. *Membranes*. 2023. a., Kd. 13, lk 79.
7. **Chen, H., et al. 2016.** Improved anammox performance with a flow switched anaerobic baffled reactor (FSABR) modified from a common anaerobic baffled reactor (CABR). *Ecological Engineering*. 2016. a., Kd. 92, lk 229-235.
8. **Zhang, S., et al. 2015.** Nitrogen Removal Using ANAMMOX and Denitrification for Treatment of Municipal Sewage. *Chinese Journal of Environment Science*. 2015. a., Kd. 36.
9. **Chen, C. J., et al. 2018.** The nitrogen/carbon removal and kinetic characteristics of ABR anammox reactor under different substrate concentrations. *Acta Scientiae Circumstantiae*. 2018. a., Kd. 38, lk 3552-3560.
10. **Bustillo-Lecompte, C.F. ja Mehrvar, M. 2017.** Treatment of actual slaughterhouse wastewater by combined anaerobic–aerobic processes for biogas generation and removal of organics and nutrients: An optimization study towards a cleaner production in the meat processing industry. *Journal of Cleaner Production*. 2017. a., Kd. 141, lk 278-289.
11. **Yin, Z., et al. 2017.** Effective carbon and nitrogen removal with reduced sulfur oxidation in an anaerobic baffled reactor for fresh leachate treatment. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 2017. a., Kd. 123, lk 84-90.
12. **Yu, J.J., et al. 2015.** Response of performance of an anammox anaerobic baffled reactor (ABR) to changes in feeding regime. *Ecological Engineering*. 2015. a., Kd. 83, lk 19-27.
13. **Liang, B., et al. 2021.** Exploration and verification of the feasibility of sulfur-based autotrophic denitrification process coupled with vibration method in a modified anaerobic baffled reactor for wastewater treatment. *Science of The Total Environment*. 2021. a., Kd. 786.
14. **Zha, X., et al. 2019.** Evaluation of an anaerobic baffled reactor for pretreating black water: Potential application in rural China. *Journal of Environmental Management*. 2019. a., Kd. 251.
15. **Sayedin, F., Kermanshahi-pour, A. ja He, Q.S. 2019.** Evaluating the potential of a novel anaerobic baffled reactor for anaerobic digestion of thin stillage: Effect of organic loading rate, hydraulic retention time and recycle ratio. *Renewable Energy*. 2019. a., Kd. 135,

lk 975-983.

16. **Saif, Y., et al. 2021.** Performance Evaluation of a Field-Scale Anaerobic Baffled Reactor as an Economic and Sustainable Solution for Domestic Wastewater Treatment. *Sustainability*. 2021. a., Kd. 13, lk 1-11.
17. **Chen, C., et al. 2016.** Evaluation of COD effect on anammox process and microbial communities in the anaerobic baffled reactor (ABR). *Bioresource Technology*. 2016. a., Kd. 216, lk 571-578.
18. **Wu, P., et al. 2020.** Characterization of the start-up of single and two-stage Anammox processes with real low-strength wastewater treatment. *Chemosphere*. 2020. a., Kd 245.
19. **Yuan, L., et al. 2021.** Enhancement of Anammox performances in an ABR at normal temperature by the low-intensity ultrasonic irradiation. *Ultrasonics Sonochemistry*. 2021. a., Kd. 73.
20. **Kurniawan, A., et al. 2016.** Acid Fermentation Process Combined with Post Denitrification for the Treatment of Primary Sludge and Wastewater with High Strength Nitrate. *Water*. 2016. a., Kd. 8.
21. **Hendrasarie, N. ja Trilita M. N. 2019.** Removal of nitrogen-phosphorus in food wastewater treatment by the Anaerobic Baffled Reactor (ABR) and Rotating Biological Contactor (RBC). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2019. a., Kd. 245.
22. **Chen, C., et al. 2018.** Effect of C/N ratios on nitrogen removal and microbial communities in the anaerobic baffled reactor (ABR) with an anammox-coupling-denitrification process. *Water Science Technology*. 2018. a., Kd. 78, lk 2338-2348.
23. **Kumatse, I. M., et al. 2020.** Evaluation of selected activated carbon filters and sand media for nutrient and pathogen removal from an anaerobic baffled reactor effluent system. *Scientific African*. 2020. a., Kd. 9.
24. **Moradgholi, M., et al. 2019.** Performance of electrical stimulated anaerobic baffled reactor for removal of typical pollutants from low-strength municipal wastewater at low temperatures. *Environmental Health Engineering and Management Journal*. 2019 a., Kd. 6, lk 121–128.
25. **Arvin, A., et al. 2016.** Hydrodynamic evaluation of an anaerobic baffled reactor for landfill leachate treatment. *Desalination and Water Treatment*. 2016. a., Kd 57, lk 19596-19608.
26. **Anil, R. ja Neera, A. L. 2016.** Modified Septic Tank Treatment System. *Procedia Technology*. 2016. a., Kd. 24, lk 240-247.
27. **Pirsaheb, M., Amini, J. ja Hossaini, H. 2021.** Application of ABR/zeolite for TKN removal from compost leachate. *Environmental Technology & Innovation*. 2021. a., Kd. 24.
28. **Ye, Y., Saikaly P. E. ja Logan, B. E. 2017.** Simultaneous nitrogen and organics removal using membrane aeration and effluent ultrafiltration in an anaerobic fluidized membrane bioreactor. *Bioresource Technology*. 2017. a., Kd. 244, lk 456-462.
29. **Wang, K., et al. 2023.** Biochar Addition in Membrane Bioreactor Enables Membrane Fouling Alleviation and Nitrogen Removal Improvement for Low C/N Municipal Wastewater Treatment. *Membranes*. 2023. a., Kd 13.
30. **Su, B., et al. 2022.** Simultaneous partial nitrification, anammox, and denitrification in an upflow microaerobic membrane bioreactor treating middle concentration of ammonia nitrogen wastewater with low COD/TN ratio. *Chemosphere*. 2022. a., Kd. 295.
31. **Huang, R., et al. 2022.** Simultaneous nitrification and denitrification in membrane

- bioreactor: Effect of dissolved oxygen. *Journal of Environmental Management*. 2023. a., Kd. 323.
32. **Al-Sayed, A., et al. 2023.** Effect of organic loading rates on the performance of membrane bioreactor for wastewater treatment behaviours, fouling, and economic cost. *Scientific Reports*. 2023. a., Kd. 13.
33. **Zhang, M., et al. 2022.** A mainstream anammox fixed-film membrane bioreactor with novel sandwich-structured carriers for fast start-up, effective sludge retention and membrane fouling mitigation. *Bioresource Technology*. 2022. a., Kd. 347.
34. **Hosseinzadeh, M., et al. 2013.** Evaluation of membrane bioreactor for advanced treatment of industrial wastewater and reverse osmosis pretreatment. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*. 2013. a., Kd. 11.
35. **Chae, S. R., et al. 2015.** Full-Scale Implementation of a Vertical Membrane Bioreactor for Simultaneous Removal of Organic Matter and Nutrients from Municipal Wastewater. *Water*. 2015. a., Kd. 7, lk 1164-1172.
36. **Zhang, X., et al. 2021.** Impact of increasing sulfide addition on the nitrogen removal and microbial community of CANON process in membrane bioreactor. *Biochemical Engineering Journal*. 2021. a., Kd. 173.
37. **Hu, F.P., et al. 2016.** The Study of Aerobic Membrane Bioreactor Used to Process Low Carbon and Nitrogen Ratio Sewage. *Advances in Economics, Business and Management Research: Proceedings of the 2016 International Conference on Engineering Management (Iconf-EM 2016)*.
38. **Zhang, Q., et al. 2015.** Analysis of microbial community composition in a lab-scale membrane distillation bioreactor. *Journal of Applied Microbiology*. 2015. a., Kd. 118, lk 940-53.
39. **Świerczyńska, A., Bohdziewicz, J. ja Puszczalo, E. 2016.** Treatment of industrial wastewater in the sequential membrane bioreactor. *Ecological Chemistry and Engineering S*. 2016. a., Kd. 23.
40. **Smith, S., et al. 2014.** Improving biological phosphorus removal in membrane bioreactors – a pilot study . *Journal of Water Reuse and Desalination*. 2014. a., Kd. 4, lk 25–33.
41. **Subtil, E. L., Mierzwa, J. C. ja Hespanhol, I. 2014.** Comparison between a conventional membrane bioreactor (c-mbr) and a biofilm membrane bioreactor (bf-mbr) for domestic wastewater treatment. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. 2014. a., Kd. 31, lk 683 – 691.
42. **Wang, Y. K., et al. 2015.** Simultaneous effective carbon and nitrogen removals and phosphorus recovery in an intermittently aerated membrane bioreactor integrated system. *Scientific Reports*. 2015. a., Kd. 5.
43. **Dong, K., et al. 2021.** Simultaneous Partial Nitrification and Denitrification Maintained in Membrane Bioreactor for Nitrogen Removal and Hydrogen Autotrophic Denitrification for Further Treatment. *Membranes*. 2021. a., Kd. 11.
44. **Qian, W., et al. 2021.** Nitrogen removal and microbial community characteristics of CANON process enhanced by static magnetic field at ambient temperature. *Water Cycle*. 2021. a., Kd. 2, lk 64-70.
45. **Guo, J., et al. 2017.** Screening an Effective Aerobic Denitrification Strain and its Performance in MBR. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2017. a., Kd. 26, lk 1089-1096.

46. **Fettig, J., et al. 2017.** Treatment of tannery wastewater for reuse by physico-chemical processes and a membrane bioreactor . *Journal of Water Reuse and Desalination*. 2017. a., Kd. 7, lk 420–428.
47. **Kitanou, S., et al. 2021.** A comparative examination of MBR and SBR performance for municipal wastewater treatment . *Water Practice and Technology*. 2021. a., Kd. 16, lk 582–591.
48. **Butzen, E. L., et al. 2020.** Membrane bioreactor for mall wastewater treatment. *An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. 2020. a., Kd 15.
49. **Vo, T. K. Q., et al. 2018.** Nitrogen Removal by Sulfur-Based Carriers in a Membrane Bioreactor (MBR). *Membranes*. 2018. a., Kd 8.
50. **Choi, M. S., Hwang, Y. ja Lee, T. J. 2021.** Nitrogen Removal Using a Membrane Bioreactor with Rubber Particles as the Fouling Reducer. *Applied Sciences*. 2021. a., Kd. 11.
51. **Wu, J. et al. 2021.** A successful start-up of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) coupled mainstream partial nitrification-anammox (PN/A) system: A pilot-scale study on in-situ NOB elimination, AnAOB growth kinetics, and mainstream treatment performance. *Water Research*. 2021. a., Kd. 207.
52. **Nie, W. B., et al. 2020.** Operation strategies of n-DAMO and Anammox process based on microbial interactions for high rate nitrogen removal from landfill leachate. *Environment International*. 2020. a., Kd. 139.
53. **Zhou, Y., et al. 2023.** Overlooked role in bacterial assembly of different-sized granules in same sequencing batch reactor: Insights into bacterial niche of nutrient removal. *Bioresource Technology*. 2023. a., Kd. 391.
54. **Zhang, W., et al. 2023.** Nitrogen removal performance and mechanism of low-carbon sewage by airlift internal loop sequencing batch bio-microcapsule reactor. *Journal of Water Process Engineering*. 2023. a., Kd. 53.
55. **Jin, Y. et al. 2023.** Insight into the roles of microalgae on simultaneous nitrification and denitrification in microalgal-bacterial sequencing batch reactors: Nitrogen removal, extracellular polymeric substances, and microbial communities. *Bioresource Technology*. 2023. a., Kd. 379.
56. **Khan, N. A., et al. 2024.** Exploring nutrient removal mechanisms in column-type SBR with simultaneous nitrification and denitrification. *Journal of Environmental Management*. 2024. a., Kd. 349.
57. **Park, C. G., et al. 2024.** Enhancement of denitrification by sulfur-based carrier in sequencing batch reactor (SBR) for advanced wastewater treatment. *Chemosphere*. 2024. a., Kd. 352.
58. **Kim, M., et al. 2023.** Development of a novel hydrodynamic sequencing batch reactor for landfill leachate treatment by shortcut biological nitrogen removal. *Processes*. 2023. a., Kd. 11.
59. **Kitanou, S., et al. 2022.** A comparative examination of MBR and SBR performance for municipal wastewater treatment. *Water Practice & Technology*. 2022. a., Kd. 16, lk 582-591.
60. **Lanzetta, A., et al. 2021.** Anammox-based processes for mature leachate treatment in SBR: A Modelling Study. *Processes*. 2021. a., Kd. 9.
61. **Banach-Wiśniewska, A., Ćwiertniewicz-Wojciechowska, M. ja Ziemińska-Buczyńska, A. 2021.** Effect of temperature shifts and anammox biomass immobilization on sequencing batch reactor performance and bacterial genes abundance. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2021. a., Kd. 18, lk 1719–

1730.

62. **Lochmatter, S., Maillard, J. ja Holliger, C. 2014.** Nitrogen removal over nitrite by aeration control in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2014. a., Kd. 11, lk 6955–6978.
63. **Lima, A., et al. 2014.** Application of response surface methodology to study the biological removal of nitrogen from effluent of cattle slaughterhouse in a sequencing batch reactor. *Engenharia Agrícola*. 2014. a., Kd. 34, lk 363-371.
64. **Wang, H., et al. 2015.** Characteristics of Biological Nitrogen Removal in a Multiple Anoxic and Aerobic Biological Nutrient Removal Process. *Biomed Research International*. 2015. a.
65. **Fudala-Ksiazek, S., et al. 2014.** Nitrogen removal via the nitrite pathway during wastewater co-treatment with ammonia-rich landfill leachates in a sequencing batch reactor. *Environmental Science and Pollution Research*. 2014. a., Kd 21, lk 7307-18.
66. **Xia, G., et al. 2018.** Graphene-modulated removal performance of nitrogen and phosphorus pollutants in a sequencing batch chlorella reactor. *Materials*. 2018. a., Kd. 11.
67. **Le H. T., Jantarat N. ja Khanitchaidecha, W. 2015** Development of Sequencing Batch Reactor Performance For Nitrogen Wastewater Treatment. *Journal of Microbial & Biochemical Technology*. 2015. a., Kd. 7.
68. **Bernat, K., et al. 2021.** Biological treatment of leachate from stabilization of biodegradable municipal solid waste in a sequencing batch biofilm reactor. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2021. a., Kd. 18, lk 1047–1060.
69. **Muszyński-Huhajło, M., et al. 2021.** Can nitrifiers from the sidestream deammonification process be a remedy for the N-overload of the mainstream reactor? *The Science of the Total Environment*. 2021. a.
70. **Sarvajith, M. ja Nancharaiah, Y. V. 2021.** Comparative performance of activated sludge and aerobic granular sludge sequencing batch reactors for removing metalloids SeIV/VI oxyanions. *Journal of Hazardous Materials Letters*. 2021. a., Kd. 2.
71. **Wu, L., et al. 2019.** Cooperation between partial-nitrification, complete ammonia oxidation (comammox), and anaerobic ammonia oxidation (anammox) in sludge digestion liquid for nitrogen removal. *Environmental Pollution*. 2019. a.
72. **Ziemińska-Buczyńska, A., et al. 2019.** Ecophysiology and dynamics of nitrogen removal bacteria in a sequencing batch reactor during wastewater treatment start-up. *International journal of Environmental Science and Technology*. 2021. a., Kd. 16.
73. **Yujia Wang, Y., et al. 2021.** Effects of fulvic acid on the denitrification performance of completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) process for the treatment of landfill leachate. *Cleaner Engineering and Technology*. 2021. a., Kd. 4.
74. **Mardanov, A. V., et al. 2019.** Metagenomic data of the microbial community of lab-scale nitritation-anammox sequencing-batch bioreactor performing nitrogen removal from synthetic wastewater. *Data Brief*. 2019. a., Kd. 27.
75. **Sharp, R., et al. 2020.** Nitrogen removal from water resource recovery facilities using partial nitrification, denitrification-anaerobic ammonia oxidation (PANDA). *The Science of the Total Environment*. 2020. a.
76. **Smyk, J. ja Ignatowicz, K. 2018.** Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater in SBR Reactors with Brenntagplus VP1. *Journal of Ecological Engineering*. 2018. a., Kd 19, lk 129-135.
77. **Chen, G., et al. 2018.** Roxarsone exposure jeopardizes nitrogen removal and regulates

- bacterial community in biological sequential batch reactors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. a., Kd. 15, lk 232-239.
78. **Heidari, R. H., et al. 2021.** Evaluation and start-up of an electro-Fenton-sequencing batch reactor for dairy wastewater treatment. *Water Resources and Industry*. 2021. a., Kd. 25.
79. **Mehrani, M. J., et al. 2022.** Performance evaluation and model-based optimization of the mainstream deammonification in an integrated fixed-film activated sludge reactor. *Bioresource Technology*. 2022. a.
80. **Anjali, B. ja Chaudhary, R. 2017.** Optimization of operational parameters in moving bed biofilm reactor with low cost polystyrene biocarrier by the response surface method. *Water Quality Research Journal*. 2017. a., Kd. 52, lk 26–41.
81. **Ma, J., et al. 2024.** Conventional and toxic pollutants removal of toxic herbal wastewater by using moving bed biofilm reactor, coagulation, and adsorption. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2024. a., Kd. 12.
82. **Luan, Y. N., et al. 2024.** Achieving simultaneous nitrification and endogenous denitrifying phosphorus removal in anaerobic/intermittently-aerated moving bed biofilm reactor for low carbon-to-nitrogen ratio wastewater treatment. *Bioresource Technology*. 2024. a.
83. **Sheng, M., et al. 2024.** New insights into nitrogen removal by divalent iron-enhanced moving bed biofilm reactor: Performance, interfacial interaction and co-occurrence network. *Bioresource Technology*. 2024. a.
84. **Pan, D., et al. 2021.** Performance and mechanism of simultaneous nitrification–denitrification and denitrifying phosphorus removal in long-term moving bed biofilm reactor (MBBR). *Bioresource Technology*. 2021. a., Kd. 348.
85. **Almomani, F. ja Bohsale, R. R. 2020.** Optimizing nutrient removal of moving bed biofilm reactor process using response surface methodology. *Bioresource Technology*. 2020. a., Kd. 305.
86. **Dongmei, S., et al. 2019.** MBBR+two-stage AO in upgrading and rebuilding project of a sewage treatment plant in north China. *E3S Web of Conferences*. 2019. a., Kd. 136.
87. **Xiaoming, Z., et al. 2021.** Experimental study on the treatment of rural domestic sewage by modified MBBR sludge and bio-membrane coupling integrated process. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2021. a., Kd. 804.
88. **Mink, J., et al. 2021.** A high-rate and stable nitrogen removal from reject water in a full-scale two-stage AMX® system. *Water Science & Technology*. 2021. a., Kd. 83, lk 652-663.
89. **Kopec, L., Kopec A. ja Drewnowski J. 2019.** The application of Monod equation to denitrification kinetics description in the moving bed biofilm reactor (MBBR). *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2019. a., Kd. 16, lk 1479–1486.
90. **Wang, T., et al. 2020.** Comparative study of denitrifying-mbbbrs with different polyethylene carriers for advanced nitrogen removal of real reverse osmosis concentrate. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2020. a., Kd. 17.
91. **Ali, I. N., et al. 2014.** Moving bed biofilm reactor technology as batch system in wastewater treatment. *Journal of Biotechnology Research Center*. 2014. a., Kd. 8, lk 66–75.
92. **Leix, C., et al. 2016.** Performance and N₂O Formation of the Deammonification Process by Suspended Sludge and Biofilm Systems—A Pilot-Scale Study. *Water*. 2016. a., Kd. 8.
93. **Cui, Y. X., et al. 2018.** Application of a moving-bed biofilm reactor for sulfur-oxidizing autotrophic denitrification. *Water Science & Technology*. 2018. a., Kd. 77, lk 1027-1034.
94. **Li, H., et al. 2020.** Achieving simultaneous nitrogen and antibiotic removal in one-stage

- partial nitrification-Anammox (PN/A) process, *Environment International*. 2020. a., Kd. 143.
95. **Yuan, H., Li, Y. ja Wang, K. 2021.** Effect of influent ammonia nitrogen concentration on microbial community in MBBR reactor. *Water Science & Technology*. 2021. a., Kd. 83, lk 162-172.
96. **Alarjani, K. M., et al. 2021.** Biofilm producing indigenous bacteria isolated from municipal sludge and their nutrient removal ability in moving bed biofilm reactor from the wastewater. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 2021. a., Kd. 28(9):4994-5001.
97. **Almstrand, R. et al. 2014.** Three-dimensional stratification of bacterial biofilm populations in a moving bed biofilm reactor for nitrification-anammox. *International Journal of Molecular Sciences*. 2014. a., Kd. 15, lk 2191–2206.
98. **Wang, L., et al. 2023.** Nitrogen removal for low concentration ammonium wastewater by adsorption, shortcut simultaneous nitrification and denitrification process in MBBR. *Water*. 2023. a., Kd. 15.
99. **Liang, D. H., et al. 2021.** Bioaugmentation of moving bed biofilm reactor (MBBR) with *Achromobacter* JL9 for enhanced sulfamethoxazole (SMX) degradation in aquaculture wastewater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021. a., Kd. 207.
100. **Shu, Y. ja Liang, D. 2022.** Effect of tetracycline on nitrogen removal in moving bed biofilm reactor (mbbr) system. *PLOS ONE*. 2022. a., Kd. 17.
101. **Fanta, A. B., et al. 2021.** Phosphorus removal from industrial discharge impacted municipal wastewater using sequencing batch moving bed biofilm reactor. *Journal of Water Process Engineering*. 2021. a.
102. **Thant, K. J. W., et al. 2023.** Performance of pilot-scale membrane aerated biofilm reactors integrated with anoxic nano-biotechnological reactor for domestic wastewater treatment. *Chemosphere*. 2023. a., Kd. 319.
103. **Tian, H., et al. 2023.** Evaluating the performance of an integrated membrane-aerated biofilm reactor (MABR) system for high-strength brewery wastewater treatment. *Environmental Science: Water Research & Technology*. 2023. a., nr 8.
104. **Lu, Y., et al. 2024.** Coupling Partial Nitrification, Anammox and n-DAMO in a membrane aerated biofilm reactor for simultaneous dissolved methane and nitrogen removal. *Water Research*. 2024. a., Kd 255.
105. **Abdelfattah, A., et al. 2024.** Membrane aerated biofilm reactor system driven by pure oxygen for wastewater treatment. *Bioresource Technology*. 2024. a., Kd. 393.
106. **Tian, H., et al. 2017.** Assessing the performance and microbial structure of biofilms adhering on aerated membranes for domestic saline sewage treatment. *RSC Advances*. 2017. a., nr 44.
107. **Li, P., et al. 2015.** Oil-field wastewater treatment by hybrid membrane-aerated biofilm reactor (MABR) system. *Chemical Engineering Journal*. 2015. a., Kd. 264.
108. **Lin, J., et al. 2016.** Effect of COD/N ratio on nitrogen removal in a membrane-aerated biofilm reactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2016. a., Kd. 113, lk 74-79.
109. **Wu, Y., et al. 2019.** Comparison study on the performance of two different gas-permeable membranes used in a membrane-aerated biofilm reactor. *Science of The Total Environment*. 2019. a., Kd. 658, lk 1219-1227.
110. **Ma, Y., et al. 2022.** Intermittent aeration to regulate microbial activities in membrane-aerated biofilm reactors: Energy-efficient nitrogen removal and low nitrous oxide emission. *Chemical Engineering Journal*. 2022. a., Kd. 433.

111. **Tian, H. L., et al. 2014.** Bacterial community shift along with the changes in operational conditions in a membrane-aerated biofilm reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2014. a., Kd. 99, lk 3279-90.
112. **Bunse, P., et al. 2020.** Membrane aerated biofilm reactors for mainstream partial nitrification/anammox: Experiences using real municipal wastewater. *Water Research X*. 2020. a.
113. **Li, Y. ja Zhang, K. 2018.** Pilot scale treatment of polluted surface waters using membrane-aerated biofilm reactor (MABR). *Biotechnology & Biotechnological Equipment*. 2018. a., Kd. 32, lk 376–386.
114. **Anh-Vu, N., et al. 2021.** Effects of membrane relaxation rate on performance of pilot-scale membrane aerated biofilm reactors treating domestic wastewater. *Environmental Research*. 2021. a., Kd. 211.
115. **Sun, Z., et al. 2022.** Steel pickling rinse wastewater treatment by two-stage MABR system: Reactor performance, extracellular polymeric substances (EPS) and microbial community. *Chemosphere*. 2022. a., Kd. 299.
116. **Augusto, M. R., Camiloti, P.R. ja Souza, T. S. O. 2018.** Fast start-up of the single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP) from conventional activated sludge in a membrane-aerated biofilm reactor. *Bioresource Technology*. 2018. a., Kd. 266, lk 151-157.
117. **Siriweera, W. B. S., et al. 2021.** Organic matter and total nitrogen removal from wastewater using a pilot-scale membrane-aerated biofilm reactor. *Bioresource Technology Reports*. 2021. a., Kd. 15.
118. **Zhiye, S., et al. 2020.** Enhanced carbon and nitrogen removal in an integrated anaerobic/anoxic/aerobic-membrane aerated biofilm reactor system. *RSC Advances*. 2020. a., nr 48.
119. **Pascal, O., et al. 2021.** Evaluation of a full-scale suspended sludge deammonification technology coupled with an hydrocyclone to treat thermal hydrolysis dewatering liquors. *Processes*. 2021. a., Kd. 9.
120. **Çelen-Erdem, İ. ja Sağır-Kurt, E. 2019.** A pilot-scale study on the partial nitrification-anammox process for treatment of anaerobic sludge digester effluent. *Desalination and Water Treatment*. 2019. a., Kd. 148, lk 95–101.
121. **Qian, F., et al. 2021.** Effect of hydraulic selection pressure on the characteristics of partial nitrification/anammox granular sludge in a continuous-flow reactor. *Environmental Technology & Innovation*. 2021. a., Kd. 24.
122. **Barreiro-Vescovo, S., et al. 2020.** Integration of microalgae cultivation in a biogas production process from organic municipal solid waste: From laboratory to pilot scale. *ChemEngineering*. 2020. a., Kd. 4.
123. **Lutosławski, K., et al. 2020.** Continuous biodegradation of sugar beet distillery stillage in an aerobic stirred-tank reactor: The effect of hydraulic retention time. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2020. a., Kd. 29.
124. **Lutosławski, K., Cibis, E. ja Krzywonos, M. 2017.** The effect of temperature on the efficiency of aerobic biodegradation of sugar beet distillery stillage: Removal of pollution load and biogens. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. 2017. a., Kd. 34, lk 985-996.
125. **Choi, D., et al. 2021.** Achieving stable nitrogen removal performance of mainstream PN-ANAMMOX by combining high-temperature shock for selective recovery of AOB activity. *Science of The Total Environment*. 2021. a., 794.

126. **Zhang, Z., et al. 2013.** Pilot-scale operation of enhanced anaerobic digestion of nutrient-deficient municipal sludge by ultrasonic pretreatment and co-digestion of kitchen garbage. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2013. a., Kd. 1, lk 73-78.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Eliisabet Ojar

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose

Erinevat tüüpi reoveepuhastite võrdlus lämmastikuärastuseks: süstemaatiline kirjanduse ülevaade,

mille juhendaja on Mikk Espenberg,

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Eliisabet Ojar
27.05.2024