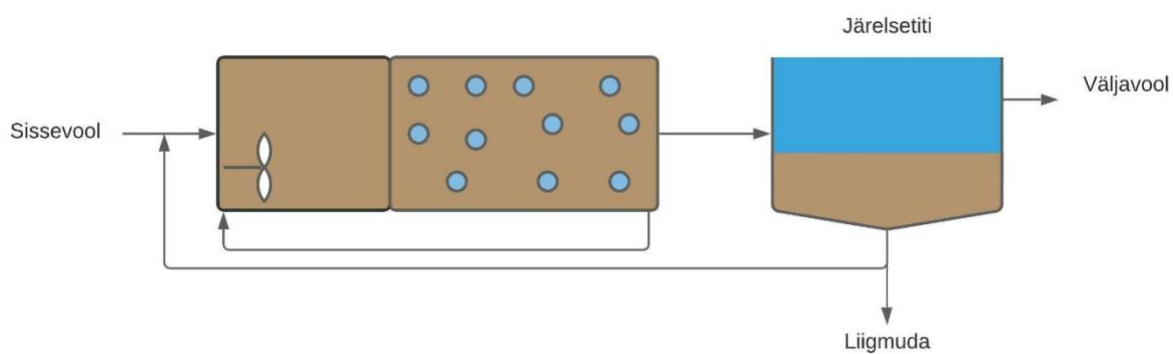




Energiaefektiivne aktiivmudaprotsessi juhtimine ja optimeerimine

Töö nimetus: Energiaefektiivne aktiivmudaprotsessi juhtimine ja optimeerimine

Koostaja: Erki Lember, Tallinna Tehnikakõrgkool

Panustajad: Andra Villers, Raavo Vask, Jan Raudsepp, Vahur Tarkmees, Madli Sarv, Aare Ader, Andy Merisaar, Taivo Eylandt, Ando Laanesoo, Nele Nilb, Mari-Leen Treimann.

Töös osalenud asutused:

Türi Vesi OÜ

Tehnika 7, Türi linn, Järva maakond

Kohila Maja OÜ

Kuusiku 15, Kohila alev, Rapla maakond

Järve Biopuhastus OÜ

Uus-Tehase tn 3, Kohtla-Järve, Ida-Viru maakond

Haapsalu Veevärk AS

Haava 32a, Haapsalu, Lääne maakond

Viimsi Vesi AS

Paelille tee 1, Lubja küla, Viimsi vald, Harju maakond

Lepingu nr: 16974

Töö valmimisaeg: 01.09.2020–28.02.2022

Tänuavaldus: uuring on koostatud Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud projektis nr 16974 „Energiaefektiivne aktiivmudaprotsessi juhtimine ja optimeerimine“.



SISUKORD

Sissejuhatus	4
1. Hetkeolukord	6
2. Aktiivmudaprotsessi optimeerimine	10
3. Töötava reoveepuhasti optimeerimine	16
4. Energiaefektiivne aktiivmudaprotsessi juhtimine ja optimeerimine	18
Kokkuvõte	21
Kasutatud kirjandus	22
Lisa 1. Tallinna Tehnikakõrgkooli Toimetistes nr 28 avaldatud artikkel	23

SISSEJUHATUS

Viimase paarikümne aasta jooksul rekonstrueeriti suur osa Eesti reoveepuhasteid. Selle tulemusena paranes saastainete puhastus-, kuid teatud juhtudel ka energiaefektiivsus. Need kaks on omavahel tihedas seoses. Mida paremat saastainete eemaldust soovime saavutada, seda rohkem peame bioreaktorit aereerima ja segama, mille tagajärjel elektrikulu suureneb. Kas see väide ka tõele vastab, oleneb rekonstrueeritavast reoveepuhastist. Tihti rajati uus reoveepuhasti amortiseerunud rajatise asemele, kus puudus piisav aeratsioon, segamine ja seetõttu suurenesid uue puhastusseadme käivitamisel ka opereerimiskulud. Samas on meil Eestis ka vastupidiseid näiteid, kus uus reoveepuhasti automatiseeriti ja energiakulu vähenes, sest püsiaeratsiooni asemele paigaldati hapnikuanduri abil juhitud õhupuhurid ehk protsess, kus õhukulu oleneb saastainete sisaldusest. Sellise süsteemi rajamine eeldab häid teadmisi ja korralikku eeltööd, kus uurime automatiseeritava reoveepuhasti koormuseid jms süvitsi. Kahjuks seda rahaliste vahendite vähesuse või aja kokkuhoiu tõttu tihti ei tehta. Tulemuseks on üledimensioneeritud aeratsioon ja kõrged elektriarved.

Sellest tulenevalt on efektiivseks reoveepuhastuseks kolm võimalust, kus neist kõiki ideaalselt rakendatakse.

1. Reoveepuhastusprotsessi optimeerimine.
2. Efektiivsemate seadmete paigaldamine/automatiseerimine.
3. Energia tootmine.

Reoveepuhastusprotsesside optimeerimise all mõeldakse põhiliselt aktiivmuda-protsessi parameetreid, kus töötame kõige efektiivsema režiimiga, mis sõltub muda vanusest, aktiivmudakontsentratsioonist jms. Samuti on suur roll annuspuhasti tsüklitel. Kas pikad 8–12 aeratsioonitsükliid on ikka vajalikud? Kas eelistada ühte täitmist või kahte-kolme? Kõik need tegurid mõjutavad olulisel määral reoveepuhasti efektiivsust (nii energia kui ka puhastuse). Selle lahenduse eeliseks on, et paljudel juhtudel ei ole täiendavad investeeringud vajalikud. Eriti läbivoolse aktiivmuda-protsessi puhul. Annuspuhastites peab vahel tegema modifikatsiooni SCADA-juhtimisloogikas, sest projekteerijad planeerivad need tihti lihtsalt opereeritavatena, mitte paindlikkusest lähtudes.

Efektiivsemate seadmete paigaldamine on kergem, kui planeeritakse uut reoveepuhastit. Hiljem on tegemist juba lihtsa majandusliku arvutusega, kus võrdleme kulusid ja eeldatavat kokkuhoidu. Näiteks peapumpla pump võib moodustada üle 10% kogu reoveepuhasti energiakulust. Õhupuhurite energiakulu on isegi üle 60% kogu energiakulust. Kalkulatsioonide juures on keerulisem pool just pakutavate seadmete tootjaandmete projitseerimine olemasoleva puhasti oludesse. Kuna seadmete efektiivsus oleneb paljudest teguritest, nagu veesamba kõrgus, torustiku parameetrid jne.

Energia tootmine pole Eestis eriti levinud, sest meie reoveepuhastid on väiksed. Siinkohal mõeldakse näiteks biogaasist elektrienergia tootmist, reovee soojuse taaskasutamist või ka päikeseenergia kasutamist, kui reoveepuhasti territooriumil selleks ruumi on.

Juhendis käsitletakse just esimest kokkuhoiupunkti ehk seda, kuidas olemasolevat reoveepuhastusprotsessi minimaalsete investeeringute abil optimeerida.

1. HETKEOLUKORD

Hindamaks Eesti reoveepuhastite energiaefektiivsuse olukorda tehti analüüs seitsmes asukohas. Selleks kasutati massbilansi meetodikat ja lisaks leiti reoveepuhastite energiakulu ühe inimekvivalendi kohta aastas (spetsiifiline energiakulu), mis on Euroopas üks levinumaid võrreldavaid parameetreid. Suuresti pärineb uuringu meetodika järgmistest juhenditest.

- DWA-A 216 Energiecheck und Energieanalyse – Instrumente zur Optimierung von Abwasseranlagen.
- DWA-A 131 Bemessung von Einstufigen Belebungsanlagen.

Kui spetsiifilise energiakulu leidmise eesmärk on võrreldavate andmete saamine, siis massibilans näitab meile, kas reoveepuhastit opereeritakse efektiivselt. Ehk näiteks seda, kui suur osa KHT-st eemaldatakse oksüdeerimise teel. Mida suurem on vastav näit, seda kõrgem on muda vanus ja sellest tulenev elektrienergiakulu. Optimaalselt opereeritavas aktiivmudaprotsessis kasutatakse KHT-d uue biomassi kasvuks ja eemaldatakse liigmudana, kus see hiljem näiteks anaeroobselt või kompostimise teel stabiliseeritakse. Energiakulu sellel suuresti puudub või on võrreldes bioreaktoris stabiliseerimisega kordades väiksem. Samas suurendab muda madala vanusega opereerimine liigmuda teket, mida samuti analüüsi käigus võrreldakse.

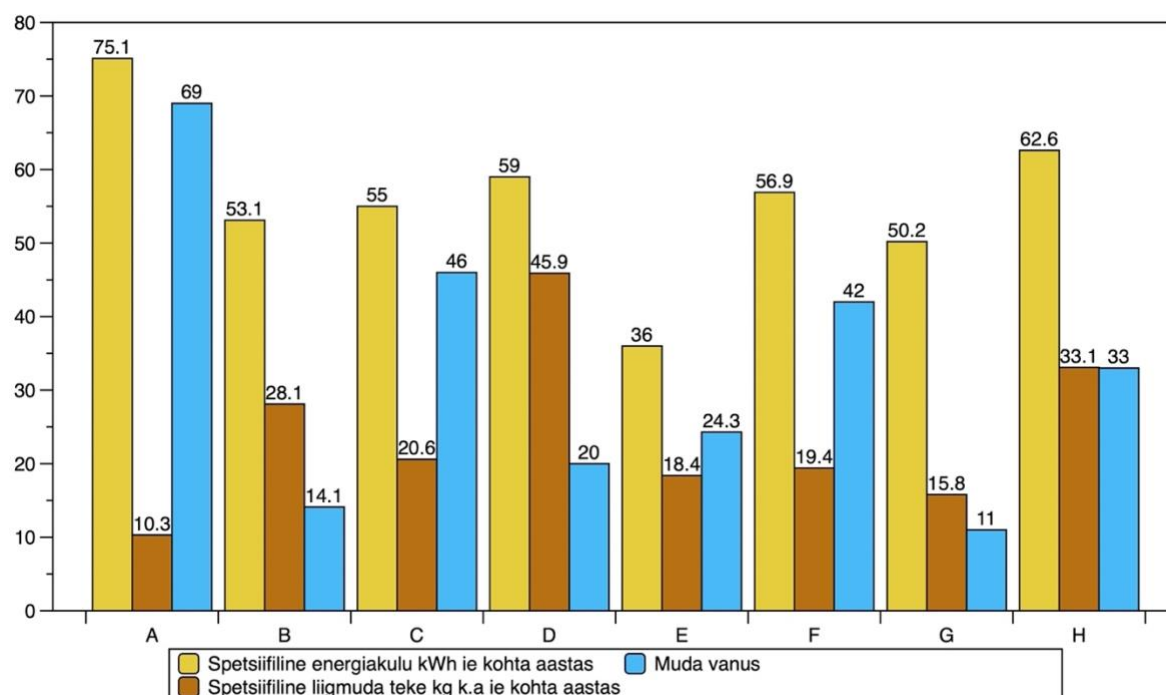
Uuringus osalenud reoveepuhastite reostuskoormused on esitatud tabelis 1. Kõik andmed on 2019.–2020. aasta keskmised (olenevalt reoveepuhastist). Tabelist selgub, et keskmine reostuskoormus oli 15 797 ie-d (reostuskoormus inim-ekvivalentides). Kõige väiksem reoveepuhasti oli ainult 72 ie-d. Samuti tuleb arvestada, et alla 10 000 ie reoveepuhastite üldläämmastiku nõue on leebem, mistõttu erineb nende lämmastikuärastusefektiivsus.

Tabel 1. Uuringus analüüsitud reoveepuhastite reostuskoormused

Uuritav reoveepuhasti	Reostuskoormus ie-des	Aktiivmudaprotsessi liik
A	58 419	läbivoolne
B	20 427	läbivoolne
C	18 567	annuspuhasti
D ¹	4986	annuspuhasti
E	12 916	läbivoolne
F	72	annuspuhasti
G	6540	läbivoolne
H	4449	annuspuhasti

¹D ja H on sama annuspuhasti, millele on tehtud varasem massbilansi uuring 2018. a andmete abil. H puhul kasutati 2020. a andmeid.

Täpsem massibilansi analüüs on esitatud lisas 1, kuid siin tehakse lühikokkuvõtte saadud tulemustest, mis aitavad järgmisi peatükke paremini mõista.



Joonis 1. Uuritud reoveepuhastite spetsiifiline energiakulu, liigmuda teke ja opereerimisel kasutatav muda vanus²

Jooniselt 1 selgub, et kõige suurema energiakuluga on reoveepuhasti A, kus keskmiselt kulus ühe ie kohta 75,1 kWh elektrit. Kõige energiaefektiivsemalt saab hakkama reoveepuhasti E. Kaheksa reoveepuhasti keskmine spetsiifiline energiakulu oli 56 kWh, ilma A-ta 53 kWh³. Läänemere-äärsete riikide vastav näit jääb vahemikku 30–50 kWh ja eesmärgiks on võetud 23 kWh ie kohta aastas (Interregi IWAMA projekt). [1]

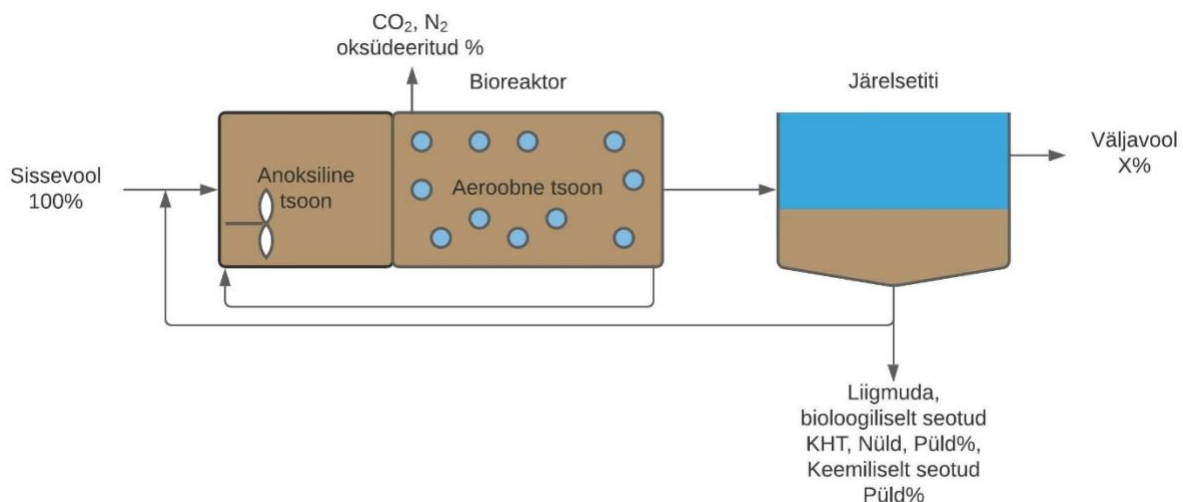
Spetsiifiline liigmuda teke oli keskmiselt 24 kg kuivainet ie kohta aastas. Lääne-Euroopas jääb see 13–15 kg vahele. Kõrge spetsiifiline liigmuda teke on suuresti põhjustatud meie reovee koostisest, kuhu visatakse rohkem võõriseid kui Lääne-Euroopas, samuti on erisusi mehaanilises puhastuses. Teatud mõju tuleneb ka Eestis kasutatavast fosforiärastustehnoloogiast, kuna põhiliselt rakendatakse keemilist fosforiärastust, mis tõstab tunduvalt liigmuda teket – u 6,8 kg kuivainet 1 kg eemaldatud fosfori kohta. Uuritud reoveepuhastitest eemaldati ööpäevas keskmiselt 484 kg fosforit, sellest tulenevalt tekkis u 3300 kg täiendavat liigmuda (koguseliselt tähendab see u 330 m³/d liigmuda). [2]–[4]

²Muda vanus määrati aasta bilansina, kus arvutuste aluseks võeti keskmine aktiivmuda mass bioreaktoris jagatud eemaldatud liigmuda massiga.

³A puhul on tegemist reoveepuhastiga, kus töödeldakse väga spetsiifilise koostisega reovett, mis pärineb tööstusettevõtetest.

Muda optimaalne vanus oleneb reoveepuhastuse eesmärgist, kui eemaldatavateks saastaineteks on põhiliselt orgaanilised ained (BHT ja KHT), piisab muda kuni kümnepäevasest vanusest. Kui reoveepuhasti väljavoolule on sätestatud üldlämmastiku nõuded alla 45 mg/l, tuleb tihti teha ka nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni⁴. Just nitrifikatsioon vajab Eesti tingimustes muda vähemalt 14–15-päevalist vanust, et tagada aeglase kasvuga nitrifitseerijate populatsiooni jätkusuutlikkus. Uuritud reoveepuhastites oli muda vanus enamikul juhtudest kõrge, mis väljendub ka suuremas spetsiifilises energiakulus. Mida kõrgem on muda vanus, seda rohkem on meil puhastusprotsessis hapnikku tarbivat aktiivmuda. Seetõttu suureneb n-ö endogeenne hingamine – operaatorile tähendab see lihtsalt kõrgemat elektriarvet, ilma et puhastusefektiivsus märkimisväärselt paraneks. [5], [6] Täpsemalt käsitletakse muda vanuse mõju energiakulule järgmises peatükis.

Nagu eespool juba kirjeldati, oleneb bioloogilise puhastuse energiakulu kasutatavast puhastusrežiimist ehk mis aktiivmudakontsentratsiooniga (sellest tuleneva muda vanusega) opereerime. Üks hea meetodika aktiivmudaprotsessi efektiivsuse analüüsimiseks on KHT-bilanss, kus hindame, kui suur osa KHT-st oksüdeeritakse, kui palju seotakse biomassi (ehk kasutatakse uute mikroorganismide kasvuks). Efektiivselt töötavaks reoveepuhastiks loetakse olukorda, kus alla 60% KHT-st oksüdeeritakse. Mida kõrgem on oksüdeeritud KHT osakaal, seda suurem on elektrikulu ehk stabiliseerime aktiivmuda n-ö aeroobselt. Vastavalt DWA 131-le loetakse aktiivmuda stabiliseerituks, kui muda vanus on üle 25 d. [2], [6]



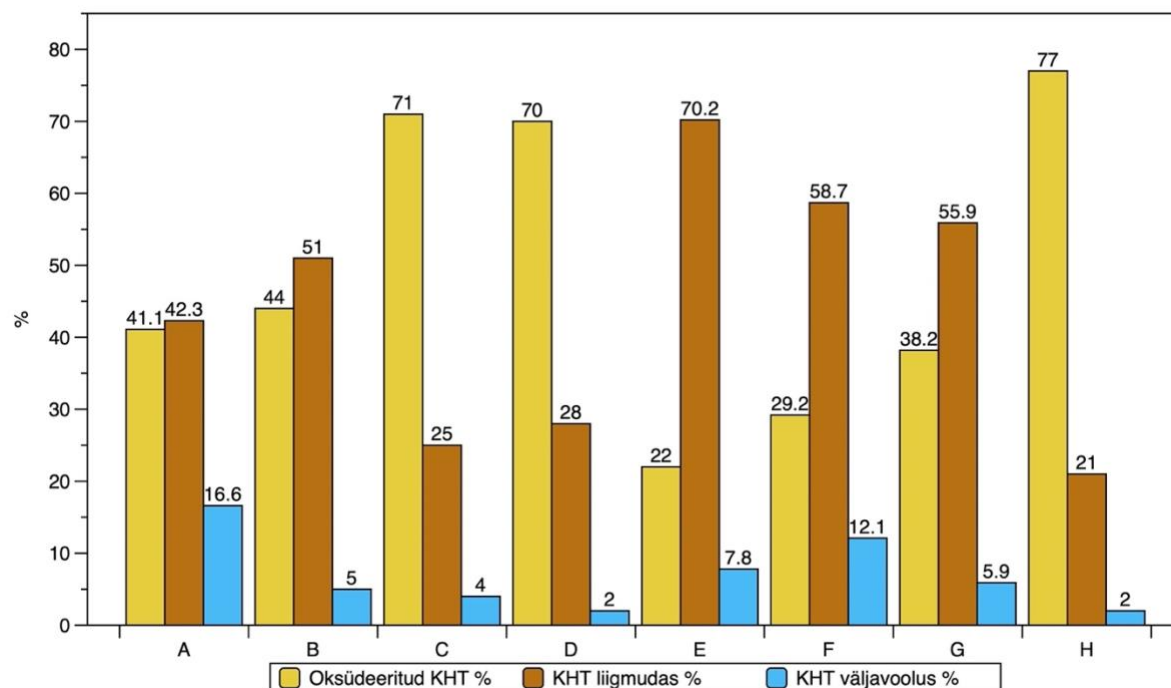
Joonis 2. KHT, Nüld-i ja Püld-i bilansseerimise põhimõtteline skeem

Joonisel 2 on esitatud saastainete bilansseerimise põhimõtteline skeem, kus teatud osa KHT-st, Nüld-ist ja Püld-ist kasutatakse mikroorganismide kasvuks ja teist osa ainevahetuse vajaduste rahuldamiseks ehk energia saamiseks (väljendatud noolega üles, kus ainevahetuse jääkaineks on CO₂). Nüld-i ja Püld-i bilanssi käsitletakse

⁴Nitrifikatsioon on aeroobsetes tingimustes ammooniumi oksüdeerimine nitraadiks ja denitrifikatsioon anoksiilises keskkonnas nitraadi redutseerimine gaasiliseks lämmastikuks.

täpsemalt lisas 1, kuna nende mõju energiaefektiivsusele on marginaalne⁵, sest mikroorganismide kasvust üle jäänud Nüld-i tuleb nagunii nitrifitseerida ja Püld näiteks keemiliselt eemaldada.

Joonisel 3 on esitatud uuritud reoveepuhastite KHT bilansid.



Joonis 3. Uuritud reoveepuhastite KHT bilansid

Jooniselt 3 selgub, et üle 60% KHT-st oksüdeeritakse kolmes reoveepuhastis, kus leiti ka suhteliselt kõrge spetsiifiline energiakulu, mis oli keskmisest tulemusest 11% kõrgem (A-d mitte arvestades). Kuna KHT bilansi määramine põhineb kahel punktproovil, kus hinnati liigmuda orgaanilise aine sisaldust, siis otsest seost liigmuda tekkega ei leitud. Samuti oli juba eespool kirjeldatud, et meie spetsiifiline liigmuda teke on võrreldes Lääne-Euroopaga pea kaks korda kõrgem. Seetõttu ei ole KHT oksüdeerimise mõju sellele otseselt täheldatav.

Hetkeolukorra kokkuvõte

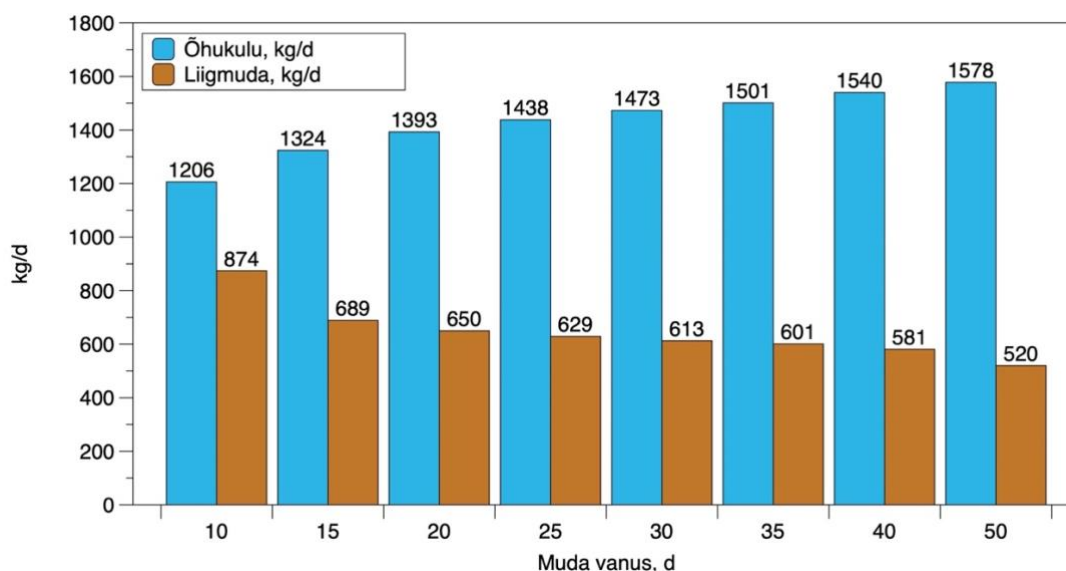
Sellest peatükist selgus, et uuritud reoveepuhastite spetsiifiline energiakulu on suhteliselt kõrge, keskmiselt 56 kWh ie kohta aastas. Arvestades energiahindade tõusu ja rohepöörde eesmärkidega, analüüsitakse järgmises peatükis aktiivmudaprotsessi opereerimisrežiime, mis vähendaks õhukulu, sellest tulenevalt elektrikulu ega halvendaks saastainete puhastusefektiivsust.

⁵Erandina võiks välja tuua lämmastikuärastuse protsessid nagu *anammox*, mis vähendab tunduvalt lämmastikuärastuseks kuluvat õhukulu, kuid leiab põhiliselt rakendust anaeroobse kääriti rejektvee töötlemisel.

2. AKTIIVMUDAPROTSESSI OPTIMEERIMINE

Eelmisest peatükist selgus, et üks võimalusi reoveepuhasti energiakulu vähendamiseks on kasutada optimeeritud režiime. Peaksime opereerima kõige energiaefektiivsema muda vanuse, viibeagadega jne, samas saastainete eemaldust mitte halvendades. Iga reoveepuhasti tasub oma väljavoolu piirmäärade ületamise korral kõrgendatud saastetasu, mistõttu pole paljud ettevõtted eksperimenteerimisest huvitatud. Õige režiimi leidmine võib võtta aastaid. Üks hea moodus kiirema tulemuse saamiseks on reoveepuhasti modelleerimine, kus kalibreerime mudeli reaalsete andmete abil. Tulemused ei ole küll 100% täpsed, kuid annavad usaldusväärse trendi, saame teada, mis suunas reoveepuhastusprotsess muutuma hakkab, kui teeme muudatuse x. See võimaldab rakendamiseks parimad opereerimisrežiimid ohutult leida. Eriti suurt kasu on sellest annuspuhastite puhul, kus muudetavaid parameetreid on rohkem, näiteks tsüklite viibeajad, mis kõik energiakulu ja puhastusefektiivsust otseselt mõjutavad.

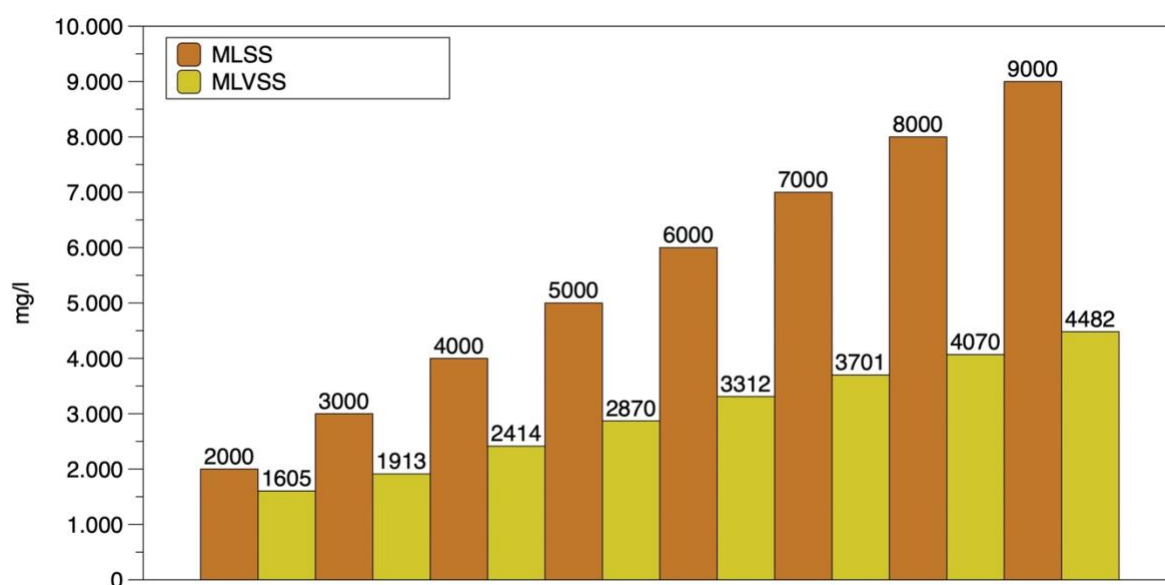
Uuringus koostati Eesti olusid kõige paremini iseloomustav keskmine aktiivmudaprotsess ja leiti selle opereerimiseks optimaalsed parameetrid⁶. Kui tulemused ei ole üksühele ülekantavad kõikidele reoveepuhastitele, on muudatuse mõju liikumise suund siiski universaalne ja rakendatav enamikus aktiivmudaprotsessides. Tulemuste modelleerimiseks kasutati Hydromantis GPS-X 8.01 ja Dynamita Sumo tarkvara. Vastavalt Eestis levinud reoveepuhastite dimensioneerimise juhistele ATV 131, soovitatakse kõiki dimensioneeritud aktiivmudaprotsesse hiljem modelleerida, et valitud puhastusprotsessi töökindluses, eriti muutuvates oludes (koormuste kõikumine, temperatuurimuutused jne), kinnitust saada.



Joonis 4. Muda vanuse mõju õhukulule ja liigmuda tekkele

⁶Reovee temperatuur oli vastavalt 12°C või 18°C ja lahustunud hapniku kontsentratsioon 2 mg/l.

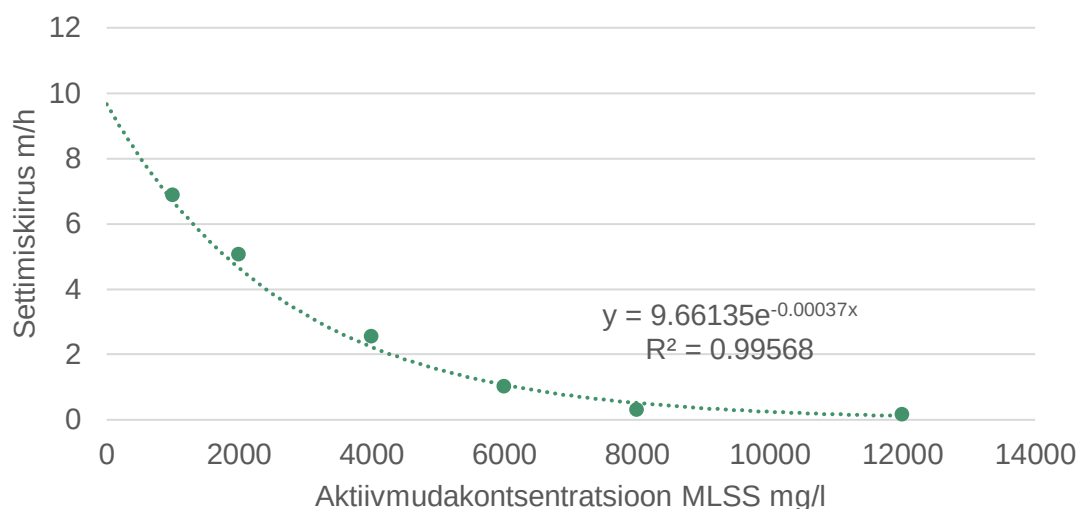
Jooniselt 4 selgub, et mida kõrgem on muda vanus, seda suurem on õhukulu, mis tuleneb mikroorganismide endogeensest hingamisest. Teatud vanusest domineerib muda endogeenne hingamine, mitte saastainete lagundamiseks kasutatav hapnik. Muda kõrgema vanusega väheneb liigmuda teke, mis on seotud aeroobse stabiliseerimisega. Muda kõrge vanusega reoveepuhastites on toitainete defitsiit, mistõttu vähenevad lisaks mikroorganismid ja nende lagunemine (milleks kulub täiendavalt hapnikku). Seetõttu väheneb aktiivmudas ka orgaanilise aine sisaldus.



Joonis 5. Aktiivmudakontsentratsioon (MLSS) ja selle orgaanilise aine sisaldus (MLVSS)

Jooniselt 5 on näha, et mida kõrgem on aktiivmudakontsentratsioon (sh ka muda vanus⁷), seda väiksem on selles sisalduva orgaanilise aine sisaldus, millest tulenevalt on selles vähem ka aktiivseid mikroorganisme. Suureneva aktiivmudakontsentratsiooniga akumuleerub puhastusprotsessi järjest rohkem heljunit, mis puhastusefektiivsust ei suurenda. Tagajärjeks võib olla hoopis settimisfaasi halvenemine, mis esmalt suurendab väljavoolu jõudvat fosforikoormust, kuna heljumi sisaldus suureneb. Kokkuvõttes tuleb energiakokkuhoiuks leida muda minimaalne vanus, kus on tagatud efektiivne nitrifikatsioon. Kuna nitrifikatsioon on reoveepuhastusprotsessi kõige tundlikum osa, on heaks indikatsiooniks pidev ammoniumi ja nitriti määramine. Kui need tõusevad väljavoolus kevad–sügis üle 0,5-1 mg/l, on protsess pärsitud või ei ole tagatud muda piisav vanus.

⁷Muda vanus ja aktiivmudakontsentratsioon on omavahel seotud – mida kõrgem on muda vanus, seda suurem on ka aktiivmudakontsentratsioon.



Joonis 6. Aktiivmudakontsentratsiooni mõju settimiskiirusele

Joonisel 6 on näha, kuidas aktiivmuda settimiskiirus suurema aktiivmudakontsentratsiooni juures keskmiselt väheneb. Kui töötame suvel näiteks madalama aktiivmudakontsentratsiooniga, on meie reoveepuhasti (läbivoolne) hüdrauliliste löökoormuste suhtes vastupidavam. Kui aga töötame talvel kõrgema aktiivmudakontsentratsiooniga, oleme piikkoormuste suhtes tundlikumad. Eriti hästi on seda näha lumesulamisperioodidel, kui reoveepuhastisse jõuab ka sademevesi. Annuspuhastites sõltub aktiivmudakontsentratsioonist settimisfaasi pikkus. Kui töötame näiteks suure hüdraulilise koormusega, võib asjatult kõrge aktiivmudakontsentratsioon kogu puhastustsükli 1–2 h pikendada.

Järgnevalt võrreldakse muda vanuse mõju saastainete eemaldamisele. Selleks modelleeriti reoveepuhastusprotsesse kahe temperatuurivahemiku juures: 12°C ja 18°C.

Tabel 2. Muda vanuse mõju modelleeritud reoveepuhasti väljavoolule 18°C juures

Muda vanus, d	KHT, mg/l	h.a, mg/l	Nüld, mg/l	NH ₄ , mg/l	NO ₃ , mg/l	Püld, mg/l
10	39,7	7,9	7,1	0,80	7,49	0,7
15	40,8	8,0	7,3	0,81	7,87	0,5
20	40,8	8,0	7,4	0,83	8,20	0,6
25	40,7	8,0	7,5	0,84	8,48	0,6
30	40,5	8,0	7,6	0,85	8,68	0,7
35	40,5	8,0	7,7	0,86	8,84	0,8
40	40,5	8,0	7,7	0,87	8,96	0,9

Tabelist 2 on näha, et muda vanuse tõstmine ja vähendamine ei oma reoveepuhasti puhastusefektiivsusele erilist mõju. Põhiliselt on see tingitud temperatuurist, sest 18°C juures on tagatud ka muda 10 d vanuse juures nitrifitseerijate piisav paljunemine. Samas on vahe õhukuluga näiteks muda vanuse 10 ja 20 d juures 13,5%, mis kaudselt elektrikuluna väljendatuna omab opereerimiskuludele suurt mõju.

Tabel 3. Muda vanuse mõju modelleeritud reoveepuhasti väljavoolule 12°C juures

Muda vanus, d	KHT, mg/l	h.a, mg/l	Nüld, mg/l	NH ₄ , mg/l	NO ₃ , mg/l	Püld, mg/l
10	40,11	7,90	11,38	6,18	6,39	0,69
15	41,02	8,00	9,22	3,21	7,41	0,47
20	41,03	8,00	7,34	0,94	7,99	0,49
25	40,91	8,01	7,36	0,87	8,25	0,51
30	40,71	8,01	7,45	0,88	8,46	0,55
35	40,67	8,01	7,52	0,89	8,62	0,60
40	40,63	8,01	7,59	0,90	8,76	0,68

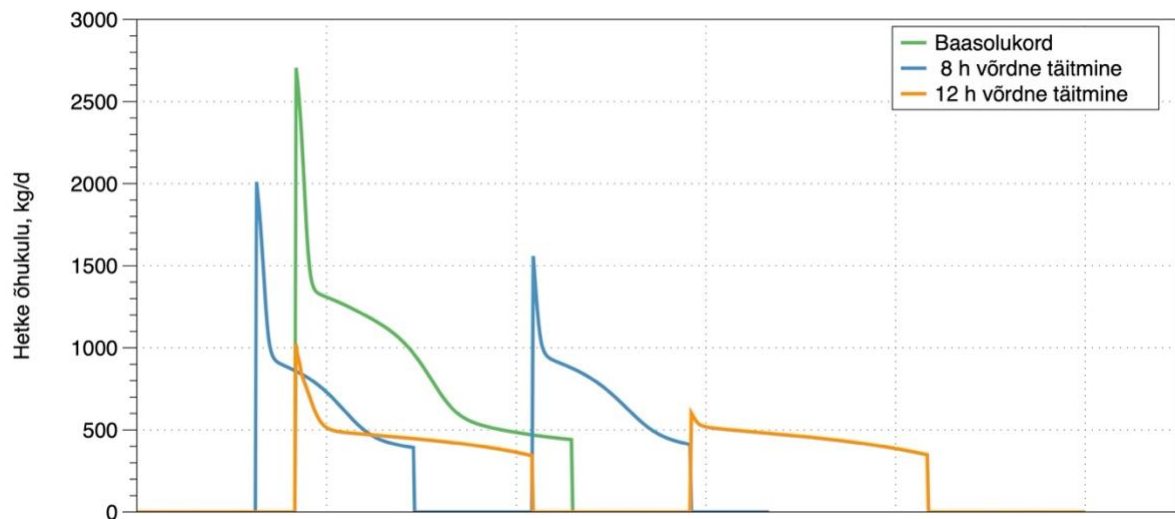
Tabelis 3 on esitatud modelleerimise tulemused 12°C juures. Kui üldparameetrite juures nagu KHT, h.a ja Püld erilisi muutusi näha ei ole, siis lämmastikuärastuses on erinevus märkimisväärne. Muda 10 d vanuses ei ole tagatud piisav nitrifikatsioon, kus ammooniumi (NH₄) sisaldus tõuseb 0,8 mg/l pealt 6,18 mg/l peale. Sellest tulenevalt väheneb nitraadi teke (NO₃). Alles muda 20 d vanuse juures on tagatud piisav nitrifikatsioon.

Kuna see analüüs on kasutatav pea kõikides aktiivmudaprotsessides, sh läbivoolsetes ja annuspuhastites, siis järgnevalt võrreldakse ühte levinud võimalust annuspuhastite optimeerimiseks. Annuspuhastites toimub reoveepuhastus tsüklite kaupa, kus esimeseks etapiks on täitmine. Eestis on suur osa annuspuhasteid planeeritud ühe täitmistsükliga, millel on mitmeid puuduseid:

- suurem õhupuhurite koormus;
- ebaefektiivsem denitrifikatsioon;
- mikroorganismide pärssimine piikkoormuse tõttu.

Lääne-Euroopas on seetõttu järjest rohkem annuspuhasteid mitme täitmisenivooga süsteemideks ümberseadistatud. Suurim eelis on efektiivne denitrifikatsioon, kus alustame puhastustsüklit eelmises tsüklis tekkinud nitraadi redutseerimisega, milleks on vajalik sissevoolus sisalduv kergesti lagundatav orgaaniline aine. Järgnevas aeroobses etapis eemaldatakse orgaaniline aine ja oksüdeeritakse ammoonium nitraadiks. Sellele järgneb uuesti anoksiline ehk segamisfaas, kuhu lisatakse täiendavalt puhastamata reovett, et tagada denitrifikatsiooniks vajaliku orgaanilise

aine olemasolu. Puhastusprotsess lõppeb tavapäraselt aeroobse ja settimisfaasiga ning liigmuda eemaldusega.



Joonis 7. Annuspuhasti täitmisrežiimide mõju õhukulule

Jooniselt 7 selgub, et tavapärases baasolukorras on peale täitmist ja segamisfaasi hetke õhukulu vajadus kõige suurem. Automaatjuhtimissüsteem üritab võimalikult kiiresti saavutada aeroobseid olusid, mis väljendub õhupuhurite kõrges töösageduses. Samas kulub kõrgema koormuse tõttu kogu bioreaktoris aeroobsete olude saavutamiseks rohkem aega kui näiteks kahe võrdse täitmise korral. Seetõttu väheneb aeroobseks tsükliks määratletud aeg (kuni annuspuhasti saavutab lahustunud hapniku sisalduse >1 mg/l). Selles näites oli baasolukorras Nüld 17,7 mg/l, millest nitraadi sisaldus moodustab 14 mg/l. Kahe võrdse täitmise juures (8 h) saavutati Nüld 10,2 mg/l, kus nitraadi sisaldus oli 6,6 mg/l. Mudeli opereerimisel kasutati tsüklite järgmisi aegu:

- tsükli üldpikkus, 8 h;
- I täitmine/segamine, 75 min;
- aereerimine, 120 min;
- II täitmine/segamine, 75 min;
- aereerimine, 120 min;
- settimine, 45 min;
- liigmuda eemaldus, 15 min;
- dekanteerimine, 30 min.

Otseloomulikult tuleb igale annuspuhastile sobilik individuaalne tsüklite pikkus leida. Näiteks kõrge orgaanilise aine sisaldusega sissevoolu korral on anoksilise aja (segamisfaasi) vajadus lühem jne. Eeldada võib, et mitme täitmisenivoo kasutamine omab kõikides annuspuhastites (eriti, kui kasutatakse sagedusmuunduritega

õhupuhureid) sarnast positiivset mõju õhupuhurite töörežiimidele ja puhastus-efektiivsusele.

Modelleerimistulemuste kokkuvõte

Modelleerimistulemustest selgus, et optimeeritud aktiivmudaprotsessi käitatakse nitrifikatsiooniks vajaliku muda minimaalse vanusega. Seetõttu on oluline nitrifikatsiooni pidev seire, kus määratakse väljavoolust ammooniumit ja nitritit, mis mõlemad peaksid jääma kevad–sügis-perioodil <1 mg/l. Talvisel ajal, kui reovee temperatuur on alla 12°C , on efektiivse lämmastikuärastuse saavutamine tihti raskendatud või võimatu.

Massibilansi uuringutes selgus, et muda keskmine vanus oli 32 d, kuid suvisel ajal piisab nitrifikatsiooniks 10 d ja talvisel ajal 15–20 d olenevalt sellest, mis lämmastikunõuded reoveepuhastile sätestatud on. Sellest tulenevalt on võimalik reoveepuhastite aeratsiooni energiaefektiivsust 5–20% tõsta. Eeldades, et optimeeritavates reoveepuhastites toimub õhupuhurite juhtimine sagedusmuunduri või lahustunud hapnikuanduri abil tsükliliselt. Samuti ei tohi õhupuhurid olla üledimensioneeritud, kus need töötavad minimaalse sagedusega, kuid üleaeerimine ikkagi toimub.

3. TÖÖTAVA REOVEEPUHASTI OPTIMEERIMINE

Peale modelleerimistulemuste saamist optimeeriti üks töötav reoveepuhasti. Algolukorra fikseerimiseks analüüsiti 2018.–2020. a kuude keskmisi andmeid. Sellele tuginedes leiti spetsiifiline energiakulu kWh ühe inimekvivalendi kohta kuus ja aastas.

Optimeeritud reoveepuhasti sissevoolu üldandmed:

- keskmine vooluhulk: 4930 m³/d;
- BHT₇: 232 mg/l;
- KHT: 664 mg/l;
- h.a: 444 mg/l;
- Nüld: 47 mg/l;
- Püld: 10 mg/l;
- ie: 18 385.

Reoveepuhastit opereeriti enne optimeerimist u 4084 mg/l aktiivmudakontsentratsiooniga. Kahjuks puudub sellel reoveepuhastil liigmuda eemaldust mõõtev vooluhulgamõõtja, mistõttu tuli muda vanus leida projekteerimissoovitustest (ATV 131) tulenevate konstantide abil. Lisaks on võimalik eemaldatud liigmuda kogust hinnata veeltustatud liigmuda kaalu abil. Muda vastav vanus oli üle 40 d, mis väljendus ka kõrges spetsiifilises energiakulus, olles enne optimeerimist u 84,3 kWh ie kohta aastas.

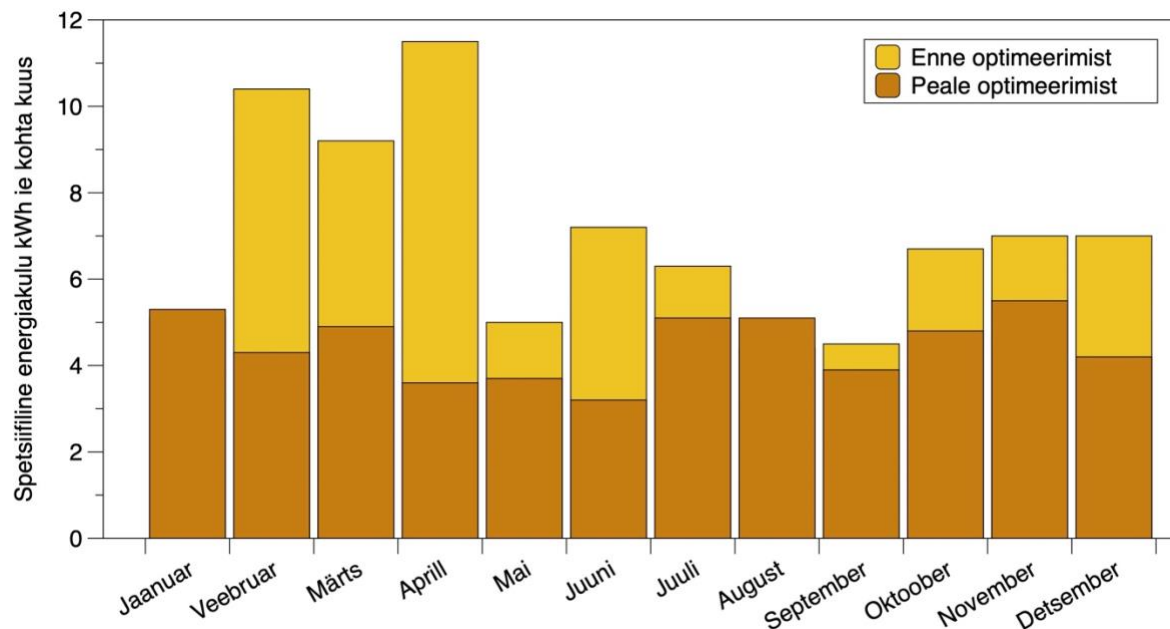
Leitud muda vanus ja opereerimisel kasutatav aktiivmudakontsentratsioon on selle reoveepuhasti optimaalseks opereerimiseks liiga kõrged, mistõttu alustati nende muutmisega. Aktiivmudakontsentratsiooni vähendati igal nädalal sujuvalt 5–10%, samas analüüsides NH₄ ja NO₃ sisaldusi, et veenduda lämmastikuärastuse toimimises (kindlasti oleks olnud vajalik jälgida ka NO₂ sisaldust). Nitrifikatsiooni kõige tundlikum etapp on nitriti oksüdeerimine nitraadiks, mistõttu peaks muda kriitilise vanuseni jõudmisel esmalt algama NO₂ kontsentratsiooni kasv. Optimaalseks aktiivmudakontsentratsiooniks leiti u 3100 mg/l, mis on 26% vähem kui enne optimeerimist.

Tabel 4. Uuritava reoveepuhasti puhastusefektiivsus enne ja pärast optimeerimist

	BHT ₇ , %	KHT, %	h.a, %	Nüld, %	Püld, %
Enne optimeerimist	98	89,9	97,1	83	97,8
Pärast optimeerimist	98,9	94	99	87,9	97

Tabelis 4 on esitatud optimeeritud režiimi mõju reoveepuhasti puhastusefektiivsusele. Nagu tabelist selgub, siis paranes optimeeritud režiimil mitmete parameetrite, nagu

KHT ja Nüld-i, eemaldus. KHT vähenemist võib selgitada parema heljumiärastusega, kuna väiksema aktiivmudakontsentratsiooniga opereerides on aktiivmuda settivus parem. Nüld-i puhastusefektiivsuse tõus ei pruugi otseselt olla seotud aktiivmudakontsentratsiooni, sh muda vanusega, vaid sellele perioodile optimeeritud metanooli doseerimisstrateegiaga.



Joonis 8. Uuritava reoveepuhasti spetsiifiline energiakulu kWh ie kohta kuus: enne ja peale optimeerimist

Joonisel 8 on näha, et peale optimeerimist vähenes enamikul kuudel spetsiifiline energiakulu. Kui enne optimeerimist oli aasta spetsiifiline energiakulu u 84,3 kWh, siis peale optimeerimist oli vastav väärtus 53,7 kWh. Spetsiifiline energiakulu vähenes u 36%.

Töötava reoveepuhasti optimeerimise kokkuvõte

Töö selles osas selgus, et puhastusefektiivsuse seisukohalt hästi toimivat reoveepuhastit on võimalik opereerida energiasäästlikumalt. Tulemused kinnitasid mudelist saadud sisendit, mille kohaselt säilib puhastusefektiivsus ka muda väiksema vanuse (aktiivmudakontsentratsiooni) juures. Samas väheneb bioloogiliseks puhastuseks vajalik õhu- ehk elektrikulu. Energiakulu vähenemise eelduseks on õhupuhurite automaatne juhtimine näiteks lahustunud hapnikuanduri abil. Nagu eespool kirjeldati, tekib muda madala vanusega opereerides oht kaotada nitrifikatsioon. Seetõttu on muda vanuse vähendamisel oluline seda pidevalt seirata, eriti talvekuudel, kus reovee temperatuur on madal ja mikroorganismide kasv aeglasem.

4. ENERGIAEFEKTIIVNE AKTIIVMUDAPROTSESSI JUHTIMINE JA OPTIMEERIMINE

Nagu tulemustest selgus, on energiaefektiivne aktiivmudaprotsessi juhtimine suhteliselt kergesti rakendatav, kui jälgitakse teatud juhtnööre ja kõiki muudatusi protsessis tehakse ettevaatlikult. Oluline on mõista parameetrite omavahelisi seoseid, et saaks vastumeetmeid õigel ajal rakendada. Seetõttu esitatakse siinkohal veel kord olulisemad kohad.

Aktiivmudaprotsessi energiakulu oleneb olulisel määral selle

- koormusest (BHT, KHT, Nüld);
- aktiivmudakontsentratsioonist (muda vanusest)⁸;
- annuspuhasti puhul puhastustsüklite konfiguratsioonist.

Mõjutatavad faktorid loetelust on aktiivmudakontsentratsioon (muda vanus) ja annuspuhastite puhul tsüklite juhtimisloogika. Muda sobilik vanus on Eesti tingimustes pea kõikidel reoveepuhastitel alla 20 d, projekteeritud väärtus on enamasti 14–15 d, mis tagab kevad–sügis-perioodil efektiivse lämmastikuärastuse. See on lihtsustatult kaheetapiline protsess, kus aeroobses keskkonnas oksüdeeritakse ammoonium nitraadiks ja anoksilises keskkonnas (lahustunud hapnikuta) redutseeritakse nitraat gaasiliseks lämmastikuks. Kõige tundlikum etapp on nitrifikatsioon, sest protsessi läbi viivad mikroorganismid saavad energiat suhteliselt energiavaesetest anorgaanilistest ühenditest. Sellest tulenevalt peavad nitrifitseerijad energia saamiseks tegema kordades rohkem tööd kui näiteks denitrifikatsiooni läbiviivad heterotroofsed mikroorganismid, mis saavad vajaliku energia orgaanilistest ühenditest. Seetõttu ongi nitrifitseerijad aeglasema kasvuga. Kuigi arvatakse, et mida kõrgem on muda vanus, seda efektiivsem on lämmastikuärastus jne, siis varasemast peatükist selgus, et nii see tegelikult ei ole. Muda kõrgem vanus tähendab ka suuremat aktiivmudakontsentratsiooni, mis vähendab aktiivmuda settivuskiirust, mistõttu tekib oht muda väljakandeks – selle tulemusena suurenevad pea kõikide saastainete näitajad. Lisaks tõuseb märkimisväärselt aktiivmuda endogeense hingamise osa, kus hapnikku ei tarbita saastainete eemaldamiseks, vaid aktiivmudas olevate mikroorganismide ainevahetuse vajaduste rahuldamiseks ja aktiivmuda aeroobseks stabiliseerimiseks. Vastavalt Saksamaa DWA projekteerimissoovitustele loetakse aktiivmuda stabiliseerituks, kui muda vanus on üle 25 d. Kui mõnedel reoveepuhastitel on teadlik otsus aktiivmuda orgaanilise aine sisaldust vähendada, siis teistel võib see tekitada lisaks kõrgele energiakulule probleeme liigmuda stabiliseerimisel:

- vähese orgaanilise aine sisalduse tõttu ei pruugi komposteerimisprotsess vajalikku temperatuuri saavutada;

⁸Mida kõrgem on aktiivmudakontsentratsioon, seda vanem on ka aktiivmuda.

- anaeroobse stabiliseerimise korral väheneb tunduvalt biogaasi toodang.

Oluline on töötada muda optimaalse vanusega. See on paljudel juhtudel projekteeritust isegi madalam, sest projekteerimisel on prioriteet puhastusefektiivsus ka eriolukordades nagu piikkoormused jne. Muda optimaalse vanuse leidmiseks on oluline alustada projekteeritud väärtusega, sest uuritud reoveepuhastites selgus, et paljud reoveepuhastid töötasid isegi kuni kaks korda kõrgema muda vanusega, kui projektis ette nähtud oli. Peale seda, kui väljavool vastab seatud piirmääradele, vähendatakse muda vanust nädalas veel 5–10%, samas pidevalt väljavoolu NH_4 ja NO_2 sisaldusi seirates, mis on indikatsiooniks nitrifikatsiooni toimimisele. Vastavad näitajad peaksid jääma kevad–sügis-perioodil $<1 \text{ mg/l}$. Muda kriitilise vanuseni jõudes peaks esmalt hakkama tõusma just NO_2 sisaldus. Selle muda vanus oleks kõige optimaalsem. Kuna reoveepuhasti sissevool on väga muutlik, on soovituslik tagada muda teatud vanuse varu ehk peale kriitilise muda vanuse leidmist suurendada seda uuesti 20–30%, et varutegur tagada. Selliselt tagatakse minimaalne endogeense hingamise osakaal ja hapnikku tarbitakse põhiliselt saastainete eemaldamiseks, eeldusel, et

- õhupuhurite töörežiim ei tööta juba minimaalsel sagedusel;
- õhupuhurite tööd juhitakse automaatselt näiteks lahustunud hapnikuanduri abil;
- tagatakse, et hapnikuandur oleks alati korrektselt hooldatud ja kalibreeritud;
- läbivoolse aktiivmudaprotsessi puhul valitakse korrektne hapnikuanduri asukoht, lahustunud hapnik peaks bioreaktori lõikes vähenema lineaarselt ehk aeroobse tsooni alguses näiteks 2 mg/l ja lõpus $<1 \text{ mg/l}$ ⁹.

Annuspuhastite juhtimine toimub enamasti SCADA-süsteemis sätestatud juhtimisloogika alusel. Seal defineeritakse tsüklites toimuvad tegevused, nagu segur sees/väljas, aeratsioon sees/väljas jne – täpsemalt vt lk 13–14. SCADA planeerimisel tuleks arvestada võimalikult paindliku lahendusega, kus on võimalik ühe puhastustsükli jooksul mitu eri mahus täitmist teha. Tulevikuvisioon annuspuhastite puhul võiks olla järgmine: „Automaatne tsüklite juhtimine soovitud puhastusefektiivsuseni“ ehk puhastusprotsessi pikkused olenevad soovitud reaalsest väljavoolust. Tihti on meil annuspuhastite tsüklid äärmiselt pikad, üle 12 h, mille põhjused on näiteks

- operaatori kogemustest tingitud arusaam, et pikk puhastustsükkel tagab maksimaalse puhastusefektiivsuse;
- üledimensioneeritud reoveepuhasti, kus tsüklite vahed oleksid muidu liiga pikad, pärssides nii annuspuhastis järgmist puhastustsükli ootava aktiivmuda

⁹Lisaks parandab selline lähenemine denitrifikatsiooni, sest aeroobse tsooni lõpust pumbatakse tagastus- ja tsirkulatsioonimuda tagasi anoksilisse tsooni, kus liigne hapnik pärsiks nitraadi eemaldust. Samuti pärsiks see bioloogilist fosforiärastust.

aktiivsust – eriti siis, kui puudub korrektselt seadistatud ooterežiimi aktiivmuda aereerimine.

KOKKUVÕTE

Projektis analüüsiti seitsme reoveepuhasti (koostati kaheksa massibilansi) energiaefektiivsust ja toimimist massibilansi abil. Tulemustest selgus, et suur osa reoveepuhastitest töötab liiga kõrge muda vanusega, mis põhjustab suuremat spetsiifilist energiakulu. Kui Interregi projekt IWAMA leidis, et efektiivne reoveepuhasti võiks toime tulla 23 kWh inimekvivalendi kohta aastas, siis uuringus saadi keskmiseks tulemuseks 56 kWh.

Projekti teises etapis koostati Eesti olusid kõige paremini iseloomustav reoveepuhasti mudel, et leida optimaalsed aktiivmudaprotsessi opereerimisrežiimid. Mudeli abil leiti, et mida kõrgem on muda vanus (ja sellest tulenev aktiivmudakontsentratsioon), seda suurem on õhukulu. Selle tulemusena suureneb aktiivmuda endogeenne hingamine. Samas väheneb kõrgema muda vanuse juures liigmuda teke. Oluline piirang muda kõrge vanusega opereerimisel on selle settimisomaduste muutumine. Muda vanuse suurenemisel (sh aktiivmudakontsentratsiooni) väheneb aktiivmuda settimiskiirus. See võib põhjustada suuremate hüdrauliliste piikkoormuste juures aktiivmuda väljakannet, mistõttu suurenevad pea kõikide saastainete sisaldused.

Järgevalt hinnati mudeli abil saadud tulemusi ühe töötava reoveepuhasti näitel. Selle reoveepuhasti spetsiifiline energiakulu oli enne optimeerimist 84,3 kWh ie kohta aastas. Reoveepuhastit käitati aktiivmudakontsentratsiooniga u 4084 mg/l. Peale aktiivmuda sisalduse vähendamist 3100 mg/l-ni vähenes spetsiifiline energiakulu 36% ehk 53,7 kWh-ni. Samas suurenes BHT₇, KHT, h.a ja Nüld-i puhastusefektiivsus.

Aruande juhendiosas koondati saadud tulemused tervikuks, et anda piisav ülevaade vee-ettevõtetele oma reoveepuhasti optimeerimiseks. Tulemuste puhul pole tegemist millegi läbimurdelisega, kuid ehk annab sisend ettevõtetele julgust sissejuurdunud tavade nagu „mida rohkem aktiivmuda, seda parem puhastusefektiivsus“ muutmiseks. Ja võib arvata, et tehtud töö annab operaatoritele täiendavaid teadmisi, et mõista paremini reoveepuhastusprotsessi ja opereerimistavade omavahelisi seoseid, mis parandab nii protsessi kõrvalekallete tuvastamist kui ka kogu reoveepuhastuse efektiivsust.

KASUTATUD KIRJANDUS

- [1] S. K. S. M. B. L. A.-Z. Rettig, "Smart energy management audit concept: combined audit report", 2019.
- [2] *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen-Arbeitsblatt DWA-A 131*. Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016.
- [3] B.-U. Weimar, *Abwasserbehandlung Gewässerbelastung, Bemessungsgrundlagen, Mechanische Verfahren und Biologische Verfahren, Reststoffe aus der Abwasserbehandlung, Kleinkläranlagen*. VDG Weimar, 2014.
- [4] W. Bischof, *Abwassertechnik: mit zahlreichen Beispielen*. Teubner, 1998.
- [5] S. R. Qasim and G. Zhu, *Wastewater Treatment and Reuse, Theory and Design Examples, Volume 1: Post-Treatment, Reuse and Disposal*. 2018.
- [6] G. Chen, G. A. Ekama, M. C. M. van Loosdrecht, and D. Brdjanovic, *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing, 2020.

LISA 1. TALLINNA TEHNIKAKÕRGKOOI TOIMETISTES NR 28 AVALDATUD ARTIKKEL

Reoveepuhastite energiatõhususe hindamine massibilansi abil

Erki Lember, PhD, Tallinna Tehnikakõrgkooli professor

Sissejuhatus

Viimase paarikümne aasta jooksul on rekonstrueeritud pea kõik Eesti reoveepuhastid. Kasutusele võeti nii biokile- kui ka aktiivmudal põhinevaid puhastusprotsesse, millest teine on meie külmema kliimaga regiooni jaoks sobilikum. Reoveepuhastite rajamisel on põhikriteeriumiks olnud väljavoolu nõuded ehk see, millise kontsentratsioonini peab vastav puhastusseade saastaineid vähendama. Põhiliselt eemaldatakse reoveepuhastusprotsessi käigus orgaaniline aine ehk biokeemiline hapnikutarve (BHT) ja keemiline hapnikutarve (KHT), mis veekeskkonnas hakkaks mikroorganismide abil lagunema ning tarbiks lahustunud hapnikku. Suuremate reoveepuhastite puhul on oluline ka toitainete ehk fosfori (Püld) ja lämmastiku (Nüld) eemaldamine. [1]–[3] Fosforit (ja lämmastikku) tuntakse kui üht põhilist veekogude eutrofeerumise põhjustajat, kuid reovees olev lämmastik esineb põhiliselt ammooniumina (NH_4), mis veekeskkonnas samuti mikroorganismide abil oksüdeerub, vähendades veekogude lahustunud hapniku sisaldust. [4], [5]

Reoveepuhastus koosneb enamasti kolmest etapist: mehaaniline, bioloogiline, keemiline/füüsikaline puhastus. Mehaanilise puhastuse käigus eemaldatakse suuremad võõrised ehk lahustumatud osakesed. Põhiliselt kasutatakse selleks võresid, mille vahede suurus on 0,6–1 cm. Järgmiseks etapiks on bioloogiline puhastus, milleks Eestis on peamiselt aktiivmudaprotsess. Aktiivmudaks nimetatakse helbelisi mikroorganismide kogumikke, mis moodustuvad reoveepuhastisse iseenesest, kui bioreaktoris on olemas sobilikud tingimused, nagu piisav toitainete olemasolu (KHT, BHT, Nüld, Püld); lahustunud hapnik ja süsteem peaks olema hästi läbi segatud. [6]–[8] Bioloogilise puhastuse käigus kasutavad mikroorganismid teatud osa saastainetest kasvuks ja osa oksüdeeritakse energia saamise eesmärgil. Massibilansiliselt akumuleerub suur osa KHT-d, BHT-d, Nüld-i, Püld-i aktiivmudasse, mis eemaldatakse süsteemist liigmudana. Kui suur osa orgaanilisest ainest ja lämmastikust oksüdeeritakse, oleneb juba protsessijuhtimisstrateegiast ja sissevoolus olevate toitainete omavahelisest suhtest. Sellest oleneb ka bioreaktori aereerimiskulu, mis moodustab keskmiselt 60–70% kogu reoveepuhastusprotsessi elektrienergiavajadusest. [1], [2], [9] Fosfor eemaldatakse bioloogiliselt, kus mikroorganismid kasutavad fosforit oma ainevahetuses, või keemiliselt, kus suuresti lahustunud kujul olev fosfaat sadestatakse välja mõne metallisoolaga. Protsessi käigus tekib lahustumatu ühend, mis eemaldatakse liigmudaga. [1], [10]

Uuringu eesmärgiks oli analüüsida seitsme Eesti reoveepuhasti bioloogilise puhastuse energiaefektiivsust massibilansside abil. Massibilanss võimaldab hinnata, kui suur osa saastainetest tarbitakse uue biomassi kasvuks või oksüdeeritakse. Mida

kõrgem on oksüdeeritavate saastainete osakaal, seda rohkem kulub puhastusprotsessis õhku ehk elektrienergiat. Samas väheneb kõrge oksüdeeritud saastainete taseme juures liigmuda teke, mis vajab samuti eraldi töötlemist.

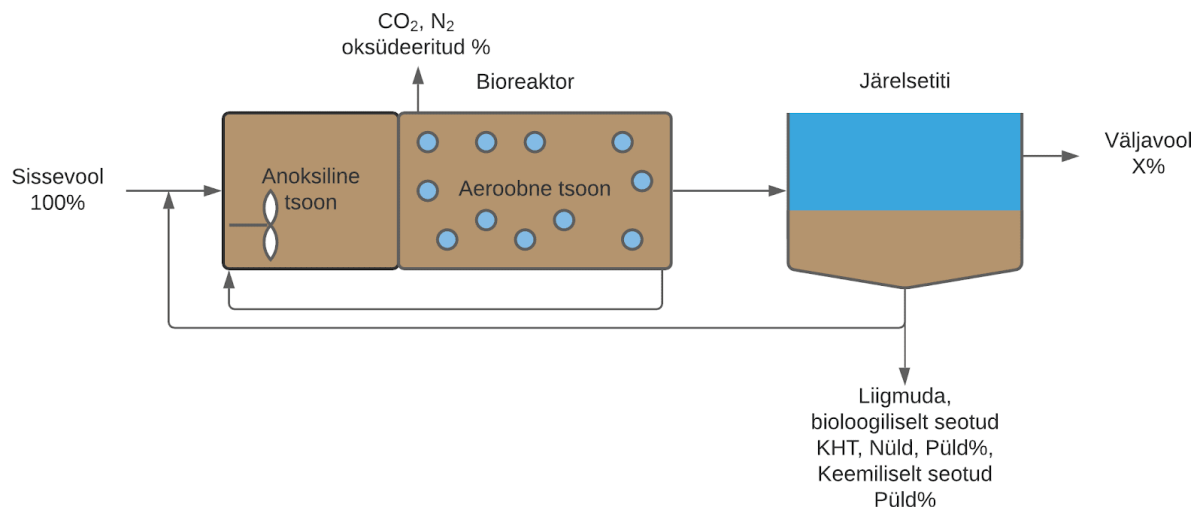
Materjalid ja metoodika

Massibilansside koostamiseks kasutati põhiliselt DWA Regelwerk Arbeitsblatt DWA-A 131 „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“ modifitseeritud metoodikat. Selleks koostati Microsoft Exceli töötabel, kus kasutati nii standardseid kui ka laborikatsete käigus leitud koefitsiente. Kahe reoveepuhasti puhul tuli eraldi koostada matemaatiline mudel tarkvara Dynamita Sumo abil, mille abil hinnati liigmuda teket ja selle vastavust reaalsele tulemustele.

Analüüsiks vajalikud andmed saadi reoveepuhastite käitajatelt. Puudulikud andmed, nagu lahustunud KHT, flokuleeritud KHT ja liigmuda orgaanilise aine sisaldus analüüsiti TTK laboris ja Eesti Keskkonnauuringute Keskuses.

Massibilansi koostamiseks kasutati järgmisi sisendandmeid.

- KHT, lahustunud KHT, flokuleeritud KHT, BHT₇, Nüld, vooluhulk, liigmuda kogus, liigmuda kuivaine sisaldus, liigmuda orgaanilise aine sisaldus, Püld, kasutatud koagulandi kogus, reoveepuhasti elektrikulu, bioreaktori suurus, inimekvivalent (ie).
- Modifitseeritud parameetrid olid KHT sisaldus grammi orgaanilise kuivaine kohta, liigmuda teke grammi KHT kohta.
- Standardsed koefitsiendid olid lämmastiku- ja fosforisisaldus liigmudas (vastavalt DWA-A 131), mis olenevad kasutatavast aktiivmudaprotsessi konfiguratsioonist. [1], [7], [11]



Joonis 1. Massibilansi põhimõtteline skeem

Joonisel 1 on esitatud massibilansi lihtsustatud skeem, kus meil on sissevoolus saastainete KHT, Nüld-i ja Püld-i sisaldus n-ö 100%. Uuringu käigus leiti, kui suur osa saastainetest seoti liigmudasse, väljavoolu reaalsed andmed on kõikide reoveepuhastite kohta teada, seega jääk oksüdeeriti (KHT ja Nüld-i puhul). Fosfori puhul oli võimalik leida, kui suure osa tarbisid mikroorganismid ja jääk eemaldati keemiliselt.

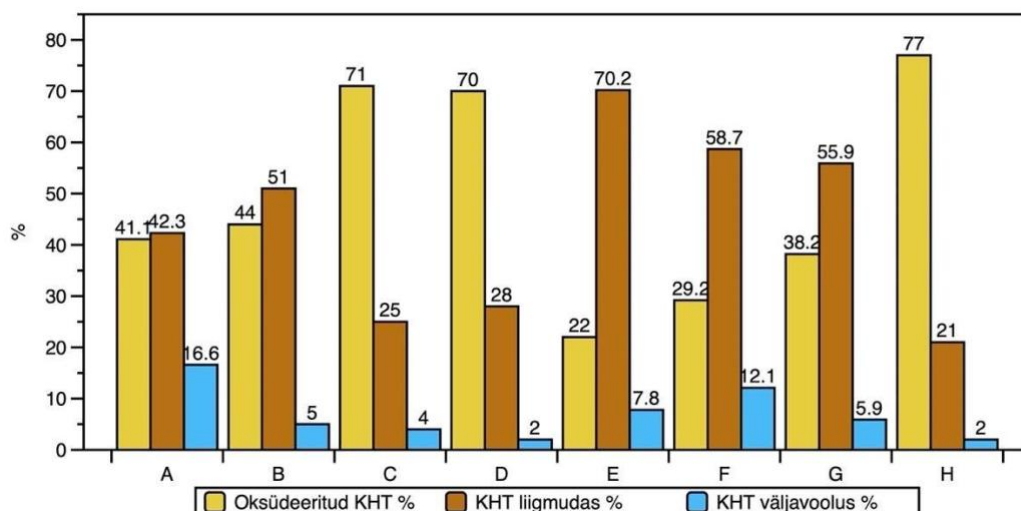
Tulemused ja arutelu

Massibilanss näitab väga täpselt reoveepuhasti konfidentsiaalseid sisend-väljundvoogusid, mistõttu tulemusi ei seota nimeliselt, vaid igale reoveepuhastile vastab üks täht. Ühte reoveepuhastit uuriti ka varasemalt, mistõttu on tabelis näidatud sarnased koormused (D ja H). Parema indikatsiooni saamiseks on tabelis 1 esitatud uuritud reoveepuhastite reostuskoormus inimekvivalentides (ie-des). Üks ie vastab ööpäevas ühe inimese põhjustatud tinglikule reostusele.

Tabel 1. Uuritud reoveepuhastite reostuskoormus ie-des

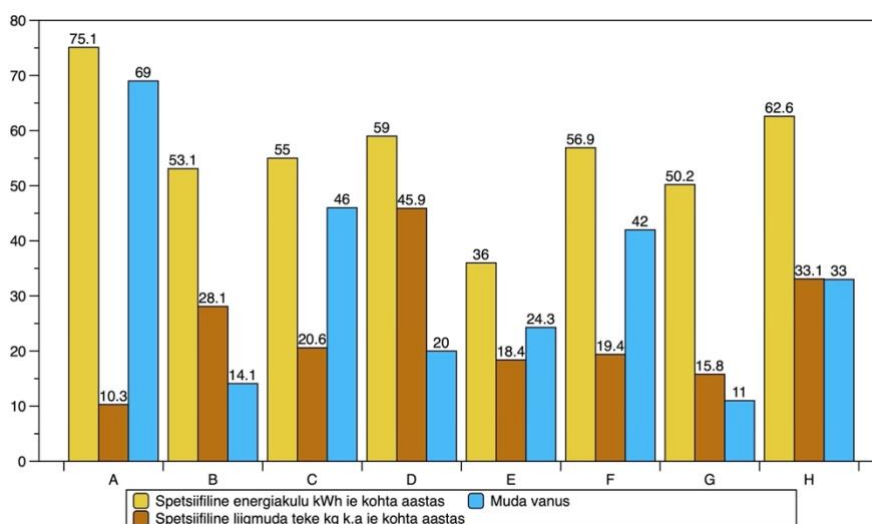
Uuritav reoveepuhasti	Reostuskoormus ie-des
A	58 419
B	20 427
C	18 567
D	4986
E	12 916
F	72
G	6540
H	4449

Tabelist 1 selgub, et analüüsitud reoveepuhastite hulgas oli nii suuri kui ka väikseid. Keskmine reostuskoormus oli 15 797 ie-d. Uuritavad reoveepuhastid on kõikides parameetrites hästi võrreldavad, ainus erand on Nüld, mille eemaldust viiakse põhiliselt läbi üle 10 000 ie reoveepuhastite puhul. See mõjutab ainult oksüdeeritud Nüld-i, sest mikroorganismide kasvuks vajalik toitainete bilanss on kõikide objektide puhul sarnane.



Joonis 2. Analüüsitud reoveepuhastite KHT bilanss

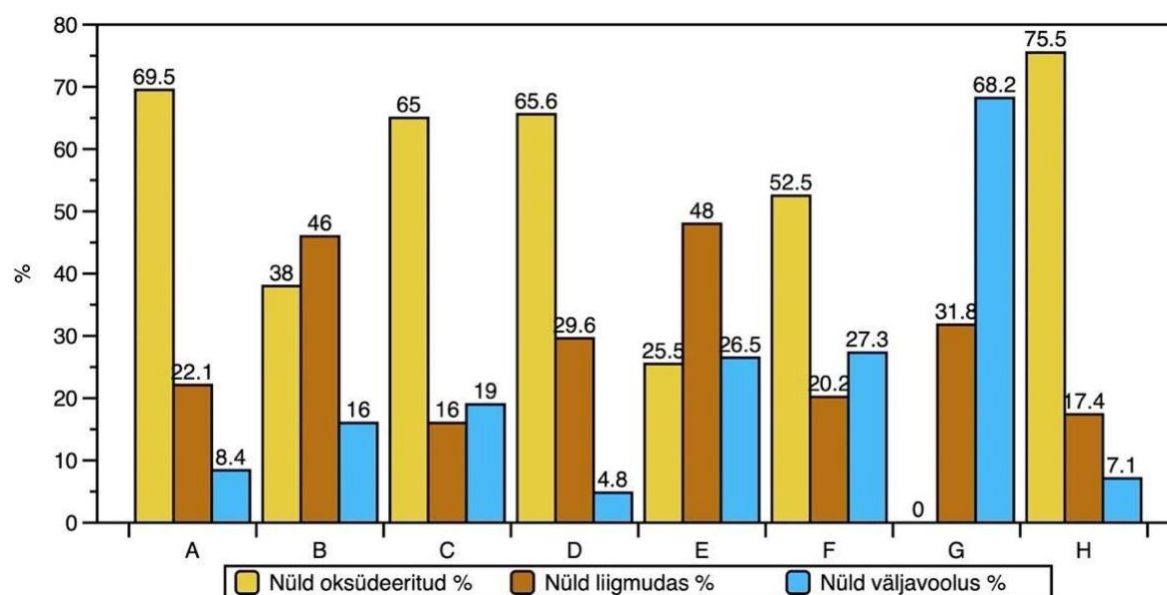
Joonisel 2 on esitatud KHT bilanss, kus näeme päris suuri erinevusi oksüdeeritud KHT % ja KHT liigmudas % vahel. Nagu varasemalt kirjeldatud, on energiakulu seisukohalt oluline, et võimalikult suur osa KHT-st oleks liigmudas, mitte oksüdeeritud. Keskmiselt oksüdeeriti 49% KHT-st, mis on suhteliselt hea tulemus. Energiaefektiivseks loetakse reoveepuhastit, kus vastav näit on alla 60%. [2], [7], [12] Joonisel 2 esitatud tulemuste puhul on seega võimalik öelda, et reoveepuhastid C, D ja H ei tööta kõige efektiivsema puhastusprotsessi konfiguratsiooniga. Põhiliselt on see tingitud muda kõrge vanusest ehk aktiivmuda viibest puhastusprotsessis enne, kui see liigmudana eemaldatakse. Mida rohkem on biomassi reaktoris, seda rohkem esineb mikroorganismide endogeenset hingamist ehk lihtsustatult – bakterid tarvivad hapnikku eluspüsimiseks, mitte saastainete lagundamiseks.



Joonis 3. Uuritud reoveepuhastite spetsiifiline energiakulu (kWh inimekvivalendi kohta aastas), spetsiifiline liigmuda teke (kg, k.a inimekvivalendi kohta aastas) ja muda vanus (d)

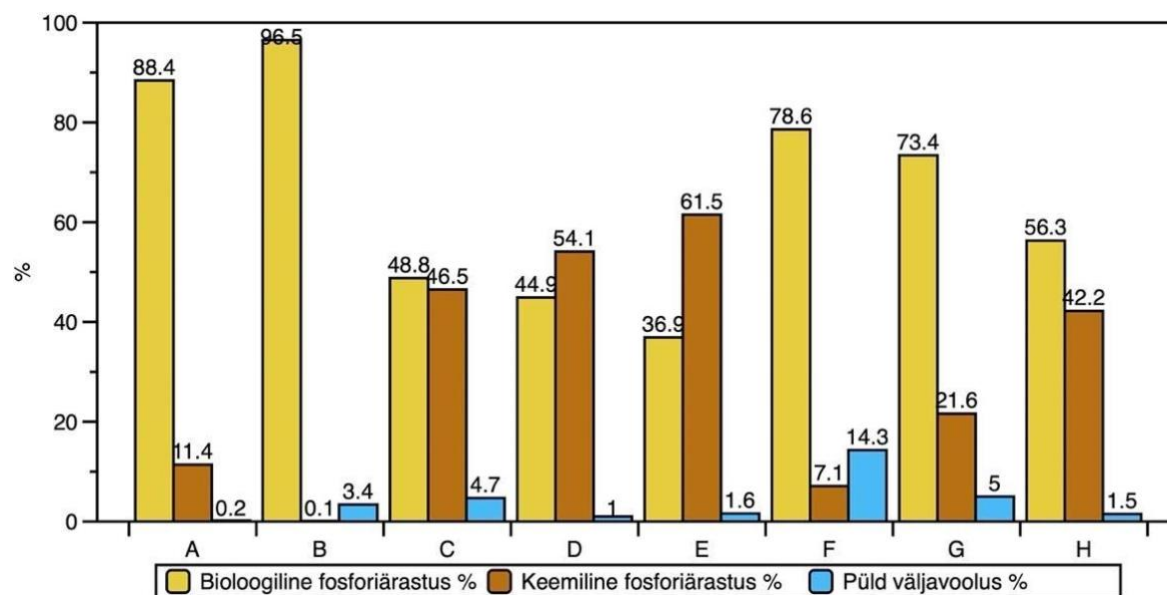
Jooniselt 3 selgub, et analüüsitud reoveepuhastite spetsiifiline energiakulu ehk energiavajadus inimekvivalendi kohta aastas on suurim objekti A puhul. See töötab puhastusprotsessi seisukohalt efektiivselt, kuid suurenenud energiakulu on tingitud vastava reoveepuhasti spetsiifikast, milleks on tööstusreovee kõrge osakaal. Samuti on kõrge C, D, F ja H reoveepuhastite spetsiifiline energiakulu. C, D ja H põhjuseid kirjeldati juba joonise 2 juures, kus leiti oksüdeeritud KHT kõrge protsent. Võttes aluseks varasemad Euroopa Liidu rahastatud uuringute tulemused, siis keskmine Läänemere-äärsete riikide vastav näit on 30–50 kWh inimekvivalendi kohta aastas ning eesmärgiks on pakutud 23 kWh inimekvivalendi kohta aastas. Seega tähendaks see mõnedel objektidel elektrikulu pea kolmekordset vähendamist/optimeerimist. [13], [14]

Peaaegu kõik uuritud reoveepuhastid töötavad kõrge süsteemi muda vanusega ehk kõrge biomassi sisaldusega, mis põhjustab suurenenud energiakulu, kuid vähendab mingil määral liigmuda teket ja parandab saastainete puhastusefektiivsust. Eesti tingimustes on sobilik muda vanus keskmiselt 14–15 d ning see oleneb otseselt reovee temperatuurist ja puhastuseesmärgist. Eriti temperatuuritundlik on lämmastikuärastus. Normaalseks spetsiifiliseks liigmuda tekkeks loetakse Lääne-Euroopas 13–15 kg kuivainet inimekvivalendi kohta aastas. Uuritud reoveepuhastitel oli see keskmiselt 24 kg. [1], [2], [14] See viitab sellele, et meie reovesi sisaldab rohkem kanalisatsiooni visatud võõrseid, mis jõuavad seeläbi puhastusprotsessi. Põhjuseks võib olla ka Lääne-Euroopaga võrreldes reovee erinev saastainete sisaldus/omavaheline tasakaal. Samuti kasutatakse Eestis intensiivsemalt keemilist fosforiärastust, mis tõstab märkimisväärselt liigmuda teket. Projekti teises osas töötatakse välja Eesti tingimuste jaoks sobilikud optimeeritud opereerimisrežiimid, et vähendada energiakulu ja tõsta ka saastainete eemaldusefektiivsust.



Joonis 4. Uuritud reoveepuhastite lämmastiku massibilanss

Joonisel 4 on esitatud projektis käsitletud objektide lämmastikubilansid. Lämmastikubilans ei anna head indikatsiooni energiatõhususe kohta, kuna oksüdeeritud Nüld on otseselt sissevoolus olevast KHT-st ja kasutusel olevast aktiivmudaprotsessi konfiguratsioonist. Mida kõrgem on KHT, seda rohkem Nüld-i kasutatakse uute mikroorganismide kasvuks. Näiteks ei vii väiksemad reoveepuhastid läbi täielikku lämmastikuärastust ehk nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni. Seetõttu on nende oksüdeeritud lämmastiku osakaal tihti väiksem. Tulemustest selgub, et umbes 49% Nüld-ist oksüdeeriti ja mikroorganismide kasvuks kulutati vaid 28,9% Nüld-ist.

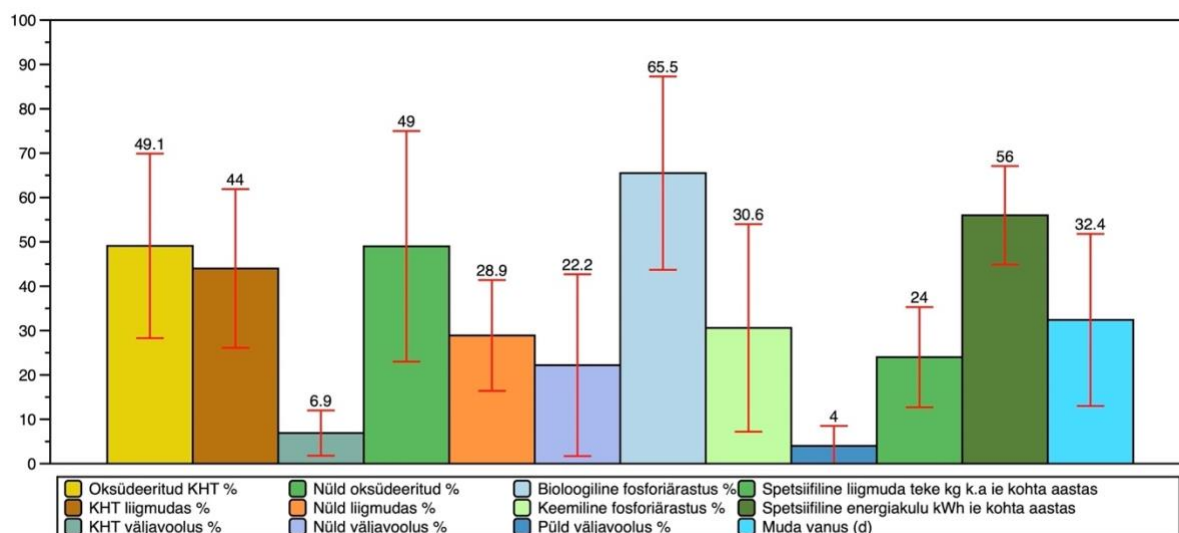


Joonis 5. Uuritud reoveepuhastite fosfori massibilanss

Joonisel 5 on esitatud analüüsitud objektide fosfori massibilansid. Tulemustest on hästi näha need reoveepuhastid, kus meil on sissevoolus kõrge KHT või Püld-i madal sisaldus, mis väljendub kõrge bioloogilise fosforiärastusena. Näiteks A, B, kus pea 93% fosforist eemaldatakse bioloogiliselt. Reoveepuhastites C, D, E, H domineerib aga keemiline fosforiärastus. See suurendab ka liigmuda teket, mis on suhteliselt hästi näha joonisel 3. Kui keskmine spetsiifiline liigmuda teke oli 24 kg kuivainet inimekvivalendi kohta aastas, siis keemilise fosforiärastusega reoveepuhastites oli vastav näit keskmiselt 29,5 kg kuivainet inimekvivalendi kohta aastas.

Joonisel 6 on esitatud uuritud reoveepuhastite tulemuste kokkuvõtlik graafik, kus:

- KHT massibilanss, 1.–3. tulp;
- Nüld-i massibilanss, 4.–6. tulp;
- Püld-i massibilanss, 7.–9. tulp;
- protsessiparameetrid, 10.–12. tulp.



Joonis 6. Uuritud reoveepuhasti massibilansid ja põhilised energiatõhusust iseloomustavad parameetrid

Kokkuvõte

Uuringus analüüsiti seitsme (ühte reoveepuhastit kahel korral) reoveepuhasti energiatõhusust massibilansi abil. Selleks koostati KHT, Nüld-i ja Püld-i massibilansid ning leiti spetsiifiline energiakulu ja spetsiifiline liigmuda teke ie kohta aastas. Puhastusprotsessi energiatõhusust näitavad põhiliselt oksüdeeritud KHT osakaal, aastane elektrikulu ühe ie kohta.

Keskmine oksüdeeritud KHT osakaal oli 49%, mis iseloomustab suhteliselt energiatõhusalt opereeritud reoveepuhasteid. Kolm reoveepuhastit ületasid väärtust ja nende puhul oli võimalik täheldada, et suurendatud energiatarve on tingitud ebatõhusatest opereerimisrežiimidest, nn muda kõrgest vanusest. Uuritud reoveepuhastite keskmine spetsiifiline energiakulu oli 56 kWh ie kohta aastas. Läänemere-äärsete riikide vastav näit jääb vahemikku 30–50 kWh aastas, kuid eesmärgiks on välja pakutud 23 kWh aastas. Seega lisaks opereerimisega mõjutatavatele energiatõhususe meetmetele on eesmärgi saavutamiseks vaja täiendavalt analüüsida kasutatavaid seadmeid ja vajadusel vahetada need efektiivsemate vastu.

Toitainete, nagu lämmastiku ja fosfori massibilansi puhul oli näha, et lämmastikust keskmiselt 49% oksüdeeriti ja mikroorganismide kasvuks kasutati u 28,9%. Fosfori aga kasutasid suures osas (65,5%) kasvuks ära just mikroorganismid ja keemiliselt eemaldati 30,6%. Lääne-Euroopaga võrreldes on suurema liigmuda teke (normaalseks loetakse 13–15 kg kuivainet ie kohta aastas) üks olulisemaid faktoreid intensiivsem keemilise fosforiärastustehnoloogia kasutamine, mis kasvatab uuritud reoveepuhastite spetsiifilist liigmuda teket, olles keskmiselt 24 kg kuivainet ie kohta aastas.

Projekti teises osas leitakse Eesti tingimuste jaoks parimad võimalikud bioloogilise puhastuse opereerimisrežiimid, nagu muda vanus, aktiivmudakontsentratsioon. Need vähendaksid bioloogilise puhastuse energiakulu ja suurendaks samas saastainete puhastusefektiivsust.

Tänuavaldus

Uuring on koostatud Eesti Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud projektis nr 16974 „Energiaefektiivne aktiivmudaprotsessi juhtimine ja optimeerimine“.



Viited

1. *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen-Arbeitsblatt DWA-A 131*. (2016). Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
2. Weimar, B.-U. (2014). *Abwasserbehandlung Gewässerbelastung, Bemessungsgrundlagen, Mechanische Verfahren und Biologische Verfahren, Reststoffe aus der Abwasserbehandlung, Kleinkläranlagen*. VDG Weimar.
3. Nelson, M. D. (2008). *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants (3-Volume Set): Water Environment Federation: 9780071543675: Amazon.com: Books*. WEF press.
4. Sperling, M. (2007). *Basic Principles of Wastewater Treatment*. London: IWA.
5. Davis, M. L. (2010). *Water and Wastewater Engineering. Design Principles and Practice*.
6. Straub, A., Bulle, H., Röske, I. (2011). "Verfahrenstechnisch-biologische Aspekte bei der Auswahl und beim Betrieb von Kleinkläranlagen," *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall*, vol. 58, no. 1, pp. 50–55.
7. Chen, G., Ekama, G. A., Loosdrecht, M. C. M. V., Brdjanovic, D. (2020). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modeling and Design*. IWA Publishing.
8. Haandel, A. V., Lubbe, J. V. D. (2012). *Handbook of Biological Wastewater Treatment*. IWA Publishing.
9. Qasim, S. R., Zhu, G. (2017). *Wastewater treatment and reuse: Theory and design examples: Volume 1: Principles and basic treatment*.
10. *DWA-Energiecheck und Energieanalyse – Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen- Arbeitsblatt DWA-A 216*. (2015). Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
11. Metcalf & Eddy et al. (2013). *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*.
12. Qasim, S. R., Zhu, G. (2018). *Wastewater Treatment and Reuse, Theory and Design Examples, Volume 1: Post-Treatment, Reuse and Disposal*.

13. Rettig, S., Schulz, K., Barjenbruch, M., Al-Zreiqat, I. (2019). Smart energy management audit concept: combined audit report.
14. Bischof, W. (1998). *Abwassertechnik: mit zahlreichen Beispielen*. Teubner.

Summary

The aim of this study was to investigate the mass balances of 8 municipal wastewater treatment plants, which gives valuable input about their energy efficiency. For that mass balances for COD, BOD, N_{tot} and P_{tot} were done and additionally the yearly specific energy consumption and sludge production per person equivalent was calculated.

It was found that the average oxidized amount of COD was 49%, which indicates that the wastewater treatment plants work in an optimized regime. But in 3 cases, the oxidized part of the COD was higher, which was also confirmed through the higher specific energy consumption. In all cases the higher energy consumption was a result of wrong process configuration, where in the activated sludge process was maintained a very high sludge concentration, which consumes more air for the aeration, then for the treatment of the wastewater in an optimized system were needed. The average yearly specific energy consumption was 56 kWh per person equivalent. In the Baltic Sea region it is according to other projects between 30-50 kWh per person equivalent.

The mass balances of nitrogen and phosphorus are not so much connected with the energy consumption, but for example the used phosphorus removal technology can affect wasted sludge production. And sludge treatment needs a lot of energy. It was found that in analyzed wastewater treatment plants the average yearly specific sludge production was 24 kg per person equivalent. In Western Europe it is normally between 13-15 kg. The differences come mostly from used technologies. For example in Estonia chemical coagulation is used, to reach very strict phosphorus effluent criterias, but in western countries post-treatment is the preferred method.

In the second part of this project the most energy efficient activated sludge operating regimes for Estonian conditions will be worked out. To reduce energy consumption, sludge production and to increase removal efficiency of COD, BOD, N_{tot}, P_{tot} etc.