

1 Aktiivmudapuhastus

Aktiivmudapuhastus on reovee käitlemise kõige levinum tehnoloogiline lahendus, mis on valdavalt kasutusel ka Eesti reoveepuhastites. See tehnoloogia võimaldab peale orgaaniliste ühendite kõrvaldamise ka tõhusat lämmastikuärastust ja bioloogilist fosforiärastust.

Eestis ei ole kehtestatud detailset aktiivmudapuhastuse standardit, mille alusel saaks puhastit projekteerida. Viimastel kümnenditel on meil tuginetud peamiselt Saksamaa reoveeühingu standardile ATV-DVWK A-131E [1], ent on kasutatud ka teiste riikide standardeid (US-EPA, GOST) ning õpikutes ja käsiraamatutes leiduvat teavet.

Aktiivmudapuhasti toimimispõhimõtete rakendamisel ja arvutuste puhul kasutatakse kas BHT- või KHT-põhist lähenemist. Eestis ja ka mujal Euroopas on enamasti lähtutud BHT-põhisest ning puhasti koormus arvutatakse reovee biolaguneva ainesisalduse kaudu. Sealjuures võetakse arvesse ka empiirilisi koefitsiente, mida on keeruline otse bakterite kineetikasse üle kanda. BHT-põhise lähenemise puuduseks võib pidada seda, et lähtuda saab kas 5-päevasest või 7-päevasest BHT väärtusest. Eestis seni reoveepuhastite dimensioneerimisel kõige sagedamini kasutatud ATV standard [1] põhineb BHT₅ väärtustel, laborid aga määravad BHT₇ väärtusi, ning tuleb kasutada üleminekukoefitsiente.

Tänapäeval rakendatakse aktiivmudapuhastuses üha enam matemaatilist modelleerimist, mis võimaldab senisest märksa täpsemalt kasutada mikroorganismide sooritatavate biokeemiliste reaktsioonide kineetilisi näitajaid. Selline lähenemine tugineb aga tavaliselt KHT väärtustel ning eeldab eri KHT fraktsioonide jaotises 2.1.2 käsitletavat hindamist või määramist. Puhasti modelleerimisele tuginev toimimine on õigete lähteandmete puhul väga täpne ning võimaldab tulemusi rakendada nii puhastite käitamisel ja optimeerimisel kui ka projekteerimisel. Projekteerimisel on aktiivmudaprotsessi pikka aega modelleeritud Ameerika Ühendriikides ja Kanadas. Modelleerimine nõuab selle rakendajalt protsessitehnoloogia aluste ja mudeli rakendatavuspiiride väga head tundmist ning täiendavaid juhiseid ja üldisi kokkuleppeid varutegurite suhtes. Viimase aja üldine trend on üleminek BHT-põhiselt lähenemiselt KHT-põhisele. Ka Saksamaa aktiivmudapuhastite dimensioneerimise standardi uus versioon aastast 2016 põhineb KHT-I ja reovee fraktsioneerimisel. Seetõttu tuginetakse käesoleva jaotise aktiivmudapuhasti arvutustele pühendatud osas peamiselt KHT-le, kuid käsitletakse ka BHT-põhist lähenemist.

Käesolevas jaotises käsitletakse aktiivmudapuhastuse üldisi põhimõtteid, mis on orienteeritud peamiselt reovees sisalduvate orgaaniliste ainete lagundamisele, s.o süsinikuühendite ärastamisele. Siin käsitletud põhimõtted on üle kantavad ka järgmistes jaotistes käsitletavatele eeldenitrifikatsiooniga tõhustatud lämmastikuärastusele ning bioloogilisele fosforiärastusele.

1.1 Aktiivmudapuhastuse põhikomponendid

Aktiivmudapuhastus on protsess, milles reovett puhastavad mikroorganismid toimivad vees heljuvas aktiivmudas. Pärast bioloogilises protsessis osalemist lahutatakse mikroorganisme sisaldav aktiivmuda puhastatud veest ning bioloogilise puhastuse käigus juurde tekkinud muda eraldatakse protsessist. Aktiivmudapuhasti toimimiseks on vaja mikroorganismidele luua orgaanilise aine lagundamiseks või nitrifikatsiooniks vajalikud tingimused: puhastatavas reovees peab olema piisavalt lahustunud hapnikku, vett peab korralikult segama, aktiivmuda tuleb lahutada puhastatud veest ning eraldada tuleb liigmuda.

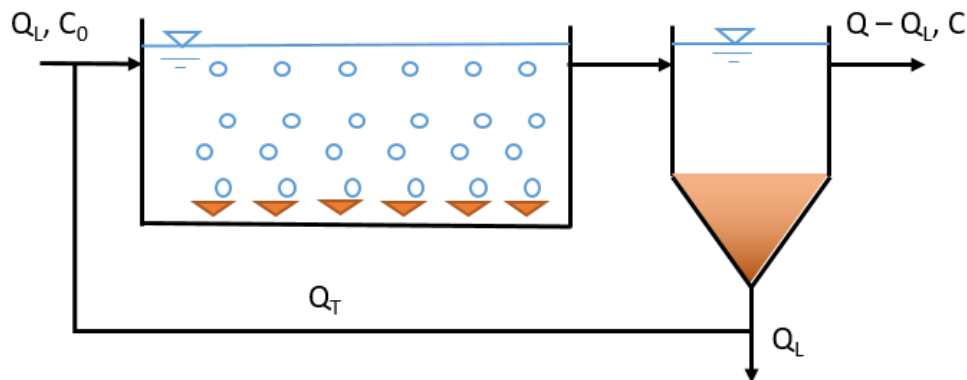
Biopuhastuse toimimiseks aktiivmudasegus peavad õhustuskambris valitsema aeroobsed tingimused ning reovee ja aktiivmuda segu tuleb õhustada ja segada. Õhustusseadmeid käsitletakse käsiraamatu 14. jaotises. Sõltuvalt puhastuse eesmärgist ja tehnoloogilisest lahendusest võib aktiivmudaprotsess toimuda eri reaktorites, milles valitsevad aeroobsed, anoksilised või anaeroobsed tingimused.

Aktiivmuda lahutatakse õhustuskambri väljavooluveest järelsetitis, kusjuures heitvesi peab sisaldama võimalikult vähe heljumit ning settinud aktiivmuda olema piisavalt tihe, et õhustuskambrisse tagastatuna luua seal vajalik aktiivmudasisaldus. Järelsetiti korralikuks toimimiseks peavad õhustuskambris toimivate protsesside tulemusel tekkival aktiivmudal olema head settimisomadused. Järelsetiti toimimist käsitletakse detailsemalt jaotises 15.

Tavaliselt käsitletakse aktiivmudapuhastit läbivoolupuhastina, milles bioloogilised protsessid ja järelsetitamine toimuvad eraldi mahutites (joonis 7.1). Liigmuda võib kõrvaldada ka õhustuskambrist. Eri lahendusi (annuspuhasti, membraanpuhasti jt) käsitletakse eraldi jaotistes.

Sisuliselt toimivad kõik aeroobsed reoveepuhastid (biokile-, aktiivmuda-, aeroobne graanulmudapuhasti) samade üldpõhimõtete kohaselt. Põhiline erinevus seisneb tingimustes, milles aeroobsete mikroorganismide kooslus kasvab. Aktiivmudapuhastid erinevad voolurežiimi ning reaktorite kuju, suuruse, arvu ja konfiguratsiooni, reovee segamise intensiivsuse ja hapnikusisalduse, ringlusvoogude ning paljude muude operaatori poolt tahtlikult või tahtmatult tekitatud tingimuste

poolest. Puhastis mikroorganismide jaoks loodud tingimustest lähtuvalt kujuneb reoveepuhastis aktiivmuda kooslus, mis määrab bakterite aktiivsuse ja settimisvõime.



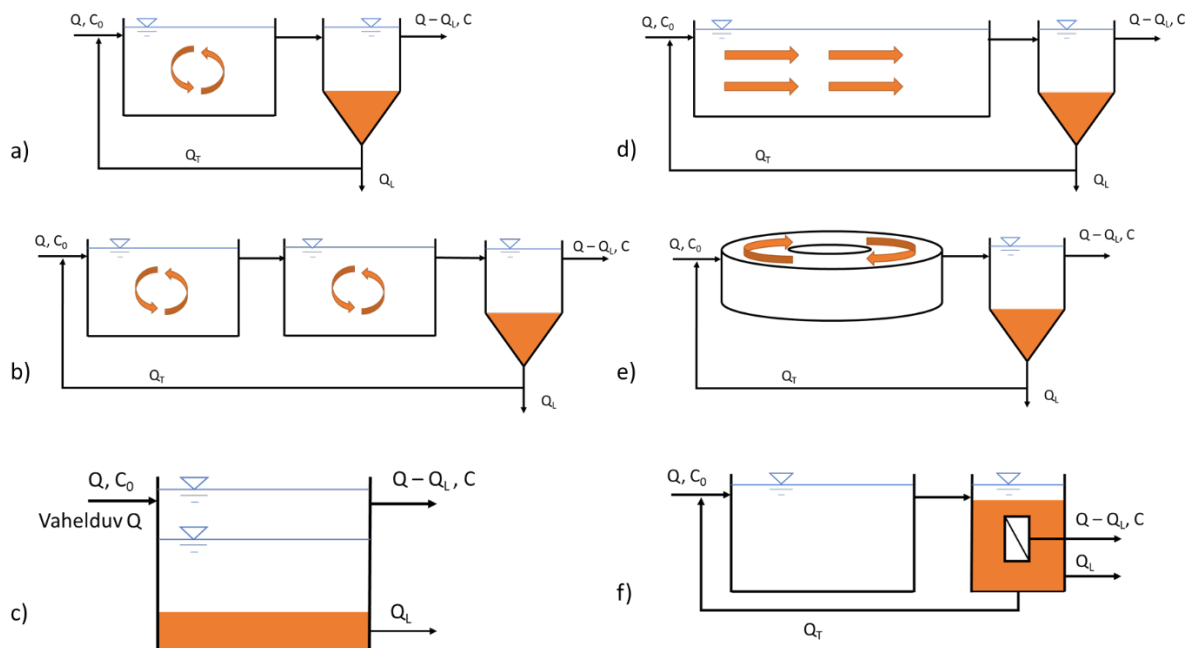
Joonis 7. 1. Aktiivmudapuhasti skeem (Q – puhastisse jõudev vooluhulk, Q_T – tagastusmuda vooluhulk, Q_L – liigmuda vooluhulk, C_0 – sissevooluvee reoainesisaldus, C – väljavooluvee reoainesisaldus).

Aktiivmudapuhastite alljärgnevatel jaotistel käsitletavatest konfiguratsioonidest ja põhinäitajatest moodustuvad koondtegurid, millest sõltub nii aktiivmuda mikroorganismide kooslus kui ka nende aktiivsus ja settimisomadused.

1.2 Aktiivmudapuhastite tehnilised lahendused

Tavapärase aktiivmudapuhasti koosneb ühest või mitmest reaktorist ja järelsetitist. Reaktor on aktiivmudapuhasti osa, mille tehnoloogiline lahendus ja toimimisrežiim on puhasti biomassi tegevuse suhtes väga olulise tähtsusega. Aktiivmudapuhastite peamised tehnilised lahendused on kujutatud joonisel 7.2.

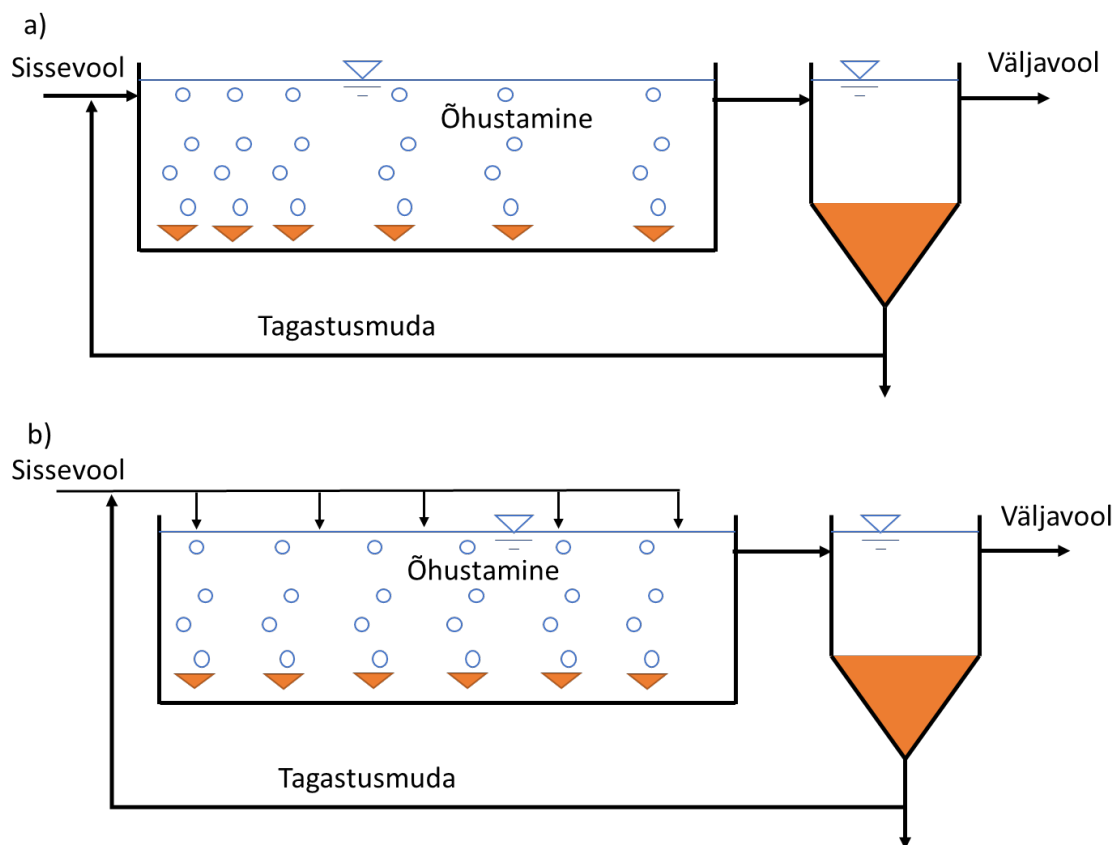
Reoveepuhasti aktiivmudareaktori puhul on oluline, millises hüdraulilises režiimis vedelik mahutis voolab. Kui reaktorisse jõudnud reovesi seguneb kiiresti kogu mahuti piires, nimetatakse see **täissegunenud reaktoriks**. Reovee ainesisaldus on kogu sellises reaktoris ühtlane ning on sissevoolutsoonis ligilähedaselt sama mis väljavooluski (joonis 7.2a). Kuna reoveepuhasti väljavooluvee reoainesisaldus peab vastama piirmääradele ning puhastusprotsess olema lõpuni viidud, kulgeb täissegunenud reaktoris kogu protsess olukorras, milles substraadisisaldus on väike. Selline olukord on levinud läbivoolsetes väikepuhastites, mille väikese mahuga reaktoris on täielik segunemine enamasti tagatud. Enamik vanadest nõukogudeaegsetest puhastitest (nt Bio-50, Bio-100, MRP ja PRP) on täissegunenud reaktori tüüpi.



Joonis 1.2. Aktiivmudapuhasti tehnoloogilised lahendused: a – täissegunenud reaktoriga puhasti, b – täissegunenud reaktorite jada, c – annuspuhasti, d – väljatõrjereaktor, e – ringkanal, f – membraanbioreaktor. Q – vooluhulk, C_0 – sissevoolu reoainesisaldus, C – väljavoolu reoainesisaldus, Q_T – tagastumuda vooluhulk, Q_L – liigmuda vooluhulk.

Suuremates puhastites, milles reovesi saab voolata reaktori algusest lõpuni (s.o **väljatõrjereaktorites**, mille mahuti voolusuunalise pikkuse ja laiuse suhe on suurem kui 10:1), laguneb reoaine vee ja aktiivmudasuspensiooni voolamise ajal (joonis 7.2d). Sellises puhastis on vee reoainesisaldus mahuti alguses suurem ning saavutab väljavoolu nõutud piirväärtuse alles reaktori lõpus ning reaktoris tekib reoainesisalduse gradient. Siis toimub protsessi põhiline osa suurema ainesisalduse olukorras, mis on oluline ka aktiivmuda paremate settimisomaduste saavutamiseks (vt jaotisi 6 ja 17). Väljatõrjereaktor tagab sama reaktorimahu korral ka puhasti mõnevõrra suurema puhastustõhususe. Võrreldes täissegunenud reaktoriga on väljatõrjereaktor alati eelistatav. Eestis on väljatõrjereaktoritega aktiivmudapuhastid kasutusel suuremates asulates, nt Põlvas, Tartus ja Kohtla-Järvel.

Väljatõrjereaktorite eripärast tulenevalt toimub aktiivmudaprotsess reaktori eri osades erineva intensiivsusega. Kui kogu reovesi ja tagastumuda juhtida reaktori algusesse, on hapnikutarve seal suurem kui reaktori lõpus. Seda tuleb arvesse võtta õhustusseadmete projekteerimisel ja käitamisel (**Error! Reference source not found.** 7.3a). Et hapnikutarve jaguneks mahutis ühtlaselt, võib rakendada järgjärgulist sissevoolu (joonis 7.3b). Kuna siis aga kaob reoainesisalduse gradient, ei saa väljatõrjereaktori sellist käitamist soovitada ning tavaliselt kasutatakse sissevoolu jaotamist ainult lämmastikuärastuse kaskaadtehnoloogias (vt jaotist 8.6).



Joonis 7.2. Aktiivmudapuhasti väljatõrjereaktorite tüübid: a – järkjärguline õhustus, b – sissevoolu järkjärguline jaotus.

Et ka väiksemates puhastites oleks võimalik kasutada väljatõrjereaktori eelist ja suurendada vee reoainesisaldust puhastusprotsessi alguses, rakendatakse **täissegunenud reaktorite jada**, kus kogu vajalik reaktorimaht jagatakse mitmeks osaks (joonis 7.2b). Kuna ka bioloogilise fosfori- ja lämmastikuärastuse toimimiseks jagatakse puhasti eri tsoonideks, luues eri mahutites erinevad keskkonnatingimused, on ka nende tehnoloogiliste lahenduste puhul täissegunenud reaktorite jada sageli kaudselt kasutusel ning reoainesisaldus on suurem esimestes reaktorites.

Eestis on väikepuhastitena kasutatud **ringkanaleid** (joonis 7.2e). Kuigi ka ringkanalis vedelik puhastusprotsessi ajal voolab, on mahutid enamasti nii väikesed, et ainesisaldusgradienti neis ei teki ning neid ei saa väljatõrjereaktoriteks pidada. Oma tehnoloogilise lahenduse ja biomassi väljakujunemise seisukohalt liigituvad nad pigem täissegunenud reaktoriteks.

Tavapärase läbivoolse aktiivmudapuhasti alternatiiv on **annuspuhasti** (joonis 7.2c), milles kogu puhastusprotsess toimub ühes mahutis ning kus ei ole võimalik eraldi puhastiosadena eristada reaktorit ja järelsetiitit. Annuspuhastis toimub eri aegadel erinev protsess: täitmisfaas, protsessifaas, settimisfaas ja tühjenemisfaas. Puhastusprotsessi alguses, pärast täitmisfaasi, on vee reoainesisaldus suur, väheneb siis aja jooksul ning saavutab väljavoolu piirmääradele vastava sisalduse enne settimisfaasi. Kuigi annuspuhasti mahutites on aktiivmudasuspensioon täielikult segunenud, sarnaneb

annuspuhastus hoopis väljatõrjereaktoritehnoloogiaga (vt jaotist 6.3.4) ning annuspuhastis tekib enamasti heade settimisomadustega aktiivmuda. Annuspuhastit ning aktiivmudapuhastuse tehnoloogia ülekandmist annuspuhastile käsitletakse detailsemalt jaotises 7.9.

Aktiivmudapuhasti tehnilise lahendusena käsitletakse ka **membraanbioreaktorit** (MBR), milles järelsetiti on asendatud filtratsiooniseadmega. Enamasti paigaldatakse filtratsioonielement kas reaktorisse aktiivmudasuspensiooni sisse või eraldi filtratsioonimahutisse. MBR-puhasteid käsitletakse käsiraamatu jaotises 13.

1.3 Aktiivmudaprotsessi iseloomustavad tegurid

Aktiivmudapuhasti biomassi kooslus, toimimine, muda eraldamine, hapnikutarve, koormus jt olulised puhasti toimimise tegurid sõltuvad eelkõige sissevoolukoormusest ja reostuse iseloomust. Puhasti üksikasjaliku iseloomustamise jaoks rakendatakse modelleerimist ja ka siis on oluline reovee detailne iseloomustamine ehk fraktsioneerimine, s.o orgaanilise aine jaotamine fraktsioonideks (lahustunud, kolloidne, heljumis olev orgaaniline aine, biolagunev, raskesti lagunev jne. Samas ei ole operaatoril enamasti piisavalt informatsiooni ja analüüsitulemusi, et reovett muutuvates tingimustes piisavalt iseloomustada. Seetõttu käsitletakse allpool ka lihtsustatud lähenemisi. Puhasti modelleerimise ja detailse analüüsi jaoks on soovitatav tutvuda asjakohaste õpikute ja käsiraamatutega [2, 3].

Kõigi bioloogilise puhastuse eri etappide näitajate arvutamisel tuleb võtta arvesse varasemates puhastusetappides toimunud protsesse. Nii tuleb näiteks reoveepuhastil, milles aktiivmudapuhastusele eelneb eelsetiti, selle mõju aktiivmuda koormuse arvutamisel arvesse võtta.

1.3.1 Hüdrauliline viibeaeg

Hüdrauliline viibeaeg (ingl *hydraulic retention time*, HRT) on üks lihtsamaid näitajaid puhasti või puhasti mahutite koormuse hindamiseks. Samas iseloomustab HRT ainult hüdraulilist koormust ning ei ole seotud reostuskoormusega. Aktiivmudapuhastite puhul nimetatakse reaktori mahu suhet reaktorisse juhitud hüdraulilisse koormusesse nominaalseks hüdrauliliseks viibeaajaks – HRT_n :

$$HRT_n = \frac{V_R}{Q_{keskm}} (d), \quad (7.1)$$

kus HRT_n on keskmine nominaalne hüdrauliline viibeaeg, V_R – reaktori ruumala (m^3) ning Q_{keskm} – keskmine ööpäevane vooluhulk (m^3/d).

Puhasti nominaalse hüdraulilise viibeaja (HRT_n) arvutamisel lähtutakse puhastisse siseneva reovee vooluhulgast. Kui peale selle arvesse võtta ka tagastusmuda ja aktiivmudasuspensiooni (denitrifikatsiooniringlus) vooluhulk, saab arvutada tegeliku hüdraulilise viibeaja HRT_a , mis iseloomustab aktiivmudapuhastis valitsevate tingimuste korral selles mikroorganismide sooritatavatele reaktsioonidele kuluvat aega:

$$HRT_a = \frac{V_R}{Q_{keskm} + Q_{TM} + Q_{NR}} \quad (d), \quad (7.2)$$

kus HRT_a on tegelik (ingl *actual*) hüdrauliline viibeaeg, Q_{TM} – tagastusmuda vooluhulk (m^3/d) ning Q_{NR} – ringlusmuda (nitraadiringluse) vooluhulk (m^3/d).

Saksa ATV DVWK aktiivmudapuhastuse standardis loetakse HRT_n hüdrauliliseks viibeajaks ning HRT_a kontaktiajaks.

Kuigi hüdrauliline viibeaeg iseloomustab reoveepuhasti koormust, oleneb see ainult vooluhulgast. Puhasti tegelik koormus sõltub aga väga otseselt puhastisse sisenevate kõrvaldamist vajavate reoainete hulgast. Olmereovett puhastava keskmiselt koormatud aktiivmudapuhasti nominaalne hüdrauliline viibeaeg jääb tavapäraselt vahemikku 12–14 tundi.

1.3.2 Mudavanus

Mudavanus (ingl *sludge retention time*, SRT, R_s ; saksa ATV-DVWK standardites ka t_{ss}) on aktiivmudapuhasti koormuse iseloomustamiseks kõige enam kasutatud suurus.

Sisuliselt on mudavanus aeg, mille kestel saavad biopuhastis paljunevad mikroorganismid keskmiselt toimida, enne kui nad protsessist kõrvaldatakse. Kui mikroorganismid paljunevad mingis puhastis mudavanusest lühema ajaga, on nad puhasti aktiivmudas olemas, kui aga nende pooldumisaeg on mudavanusest pikem, hakkab nende osakaal puhastis langema ning lõpuks lakkavad ka nende organismide sooritatavad protsessid. Mudavanus:

$$SRT = \frac{\text{muda mass puhasti protsessimahutis (kg)}}{\text{päevane puhastist eraldatud muda mass (kg/d)}} = \frac{X_{KA,BM} \times V_R}{X_{KA,LM} \times Q_{LM}} \quad (d), \quad (7.3)$$

kus $X_{KA,BM}$ on puhasti mahutites oleva aktiivmuda kuivainesisaldus (g/l), $X_{KA,LM}$ – liigmuda (ingl *waste sludge*) kuivainesisaldus (g/l) ning Q_{LM} – liigmuda vooluhulk (m^3/d).

Aktiivmudapuhastites on liigmuda eraldamiseks kaks võimalust. Enamasti kõrvaldatakse tihenunud liigmuda tagastusmudavoost järelsetiti põhjas. Sel juhul on aktiivmuda kuivainesisaldus

õhustusmahutis ja liigmudas erinevad ning arvutustes tuleb kasutada valemit 7.3. Kui aga kõrvaldada liigmuda õhustusmahutist, siis $X_{KA,BM}=X_{KA,LM}$ ning mudavanuse võib arvutada lihtsustatult mahuti ruumala ja liigmuda vooluhulga suhte järgi: $SRT = V_{KA,BM}/Q_{LM}$. Näiteks kui puhasti reaktorite koguruumala on $1\,000\text{ m}^3$ ning neist kõrvaldatakse päevas 50 m^3 liigmuda, on muda vanus $1000\text{ m}^3/50\text{ m}^3/d = 20$ päeva.

Mudavanuse ülalkirjeldatud arvutamiskäik on käitamispõhine. Selleks et teada, kui palju liigmuda on vaja kõrvaldada, peab teadma, kui palju seda puhastusprotsessis tekib (vt jaotist 1.7). Mudavanuse saab siis arvutada mudatekke kaudu:

$$SRT = \frac{\text{muda mass puhasti reaktoris (kg)}}{\text{päevas tekkiva muda mass (kg/d)}} = \frac{X_{KA,LM} \times V_R}{SP} \text{ (d)}, \quad (7.4)$$

kus SP on mudateke (kg/d).

Stabiilse puhastusprotsessi toimimise korral peab liigmudana kõrvaldama niisama palju muda, kui seda tekib. Kui muda kõrvaldatakse rohkem, hakkab selle sisaldus reaktorites langema, mudavanus väheneb ning mudakoormus (vt jaotist 7.3.3) suureneb. Kui aga muda kõrvaldatakse vähem, hakkab selle sisaldus kasvama ning mudavanus suureneb. Siis suureneb ka risk, et aktiivmuda hakkab järelsetitist välja kanduma.

Mudavanuse arvutamise puhul on väga oluline kindlaks teha, millised mahutid loetakse reaktoriks. Vastavalt joonisel 7.4 kujutatud skeemidele loetakse mudavanuse määramisel reaktoriks need aktiivmudareaktoriosad, milles valitsevad aeroobsed (toimub orgaaniliste ainete lagundamine ja nitrifikatsioon) või anoksilised (toimub orgaaniliste ainete lagundamine denitrifikatsiooni kaudu) tingimused: $V_R = V_N + V_{DN}$ [1]. Kuigi aktiivmuda on olemas ka bioloogilise fosforiärastusreaktori anaeroobsetes tingimustes (Bio-P) ja järelsetitis, mikroorganismid seal ei paljune. Bio-P-reaktoris hapnikku ei ole ning seal toimub vaid orgaanilise aine akumulatsioon biomassi ning järelsetitis ei ole biomassi kasvuks vajalikke reoained, mille lagundamisel saavad bakterid paljunemiseks vajalikku energiat. Seetõttu ei loeta neid mahuteid mudavanuse määramisel reaktoriteks.

Täiendavalt eristatakse aeroobse muda vanust, mille arvutamisel võetakse arvesse ainult õhustusreaktori (nitrifikatsioonireaktori) ruumala (valem 7.5). Aeroobse muda vanusest oleneb nitrifitseerivate mikroorganismide kasv. Saksamaa ATV-standardis on nitrifikatsiooni toimimise tagamiseks ka madalatel temperatuuridel (10°C ja 12°C) määratud nii aeroobse muda vanuse (SRT_{AER}) kui ka mudavanuse (SRT) määrad koos sobilike varuteguritega, kusjuures SRT_{AER} sõltub ka aeroobse ning anoksilise reaktori omavahelisest suhtest (tabel 7.1):

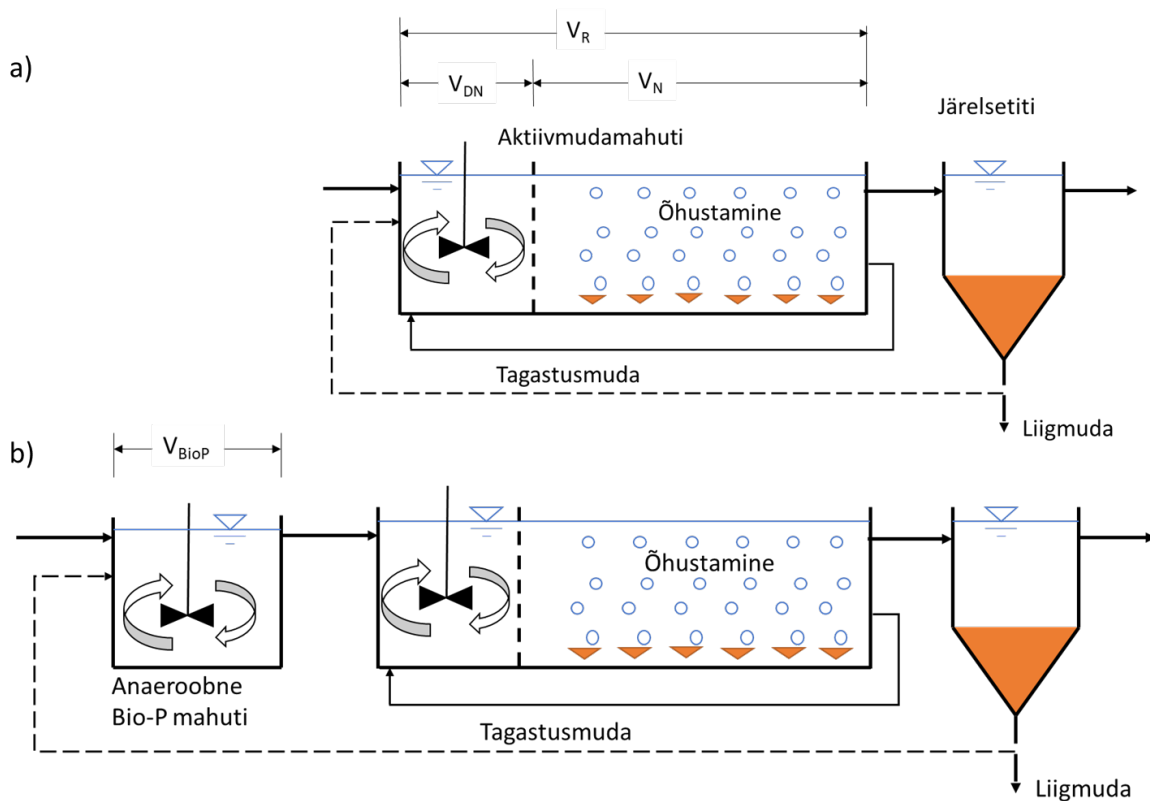
$$SRT_{AER} = \frac{\text{muda mass puhasti õhustusreaktoris (kg)}}{\text{puhastist ööpäevas eemaldatud muda mass (kg/d)}} = \frac{X_{KA,BM} \times V_N}{X_{KA,LM} \times Q_{LM}} (d), \quad (7.5)$$

kus SRT_{AER} on aeroobne mudavärske (d) ning V_N õhustus- või nitrifikatsioonireaktori ruumala (m^3).

Tabel 7.1. Aktiivmudapuhasti toimimiseks vajalik mudavärske sõltuvalt protsessi tüübist, reovee temperatuurist ja puhasti koormusest [1].

| Protsessi tüüp | Puhasti koormus | | | |
|---|---------------------|------|--------------------|------|
| | Kuni 1 200 kg BHT/d | | Üle 6 000 kg BHT/d | |
| Madalaim toimimistemperatuur | 10°C | 12°C | 10°C | 12°C |
| Ilma nitrifikatsioonita | 5 | | 4 | |
| Nitritseerimisprotsess | 10 | 8,2 | 8 | 6,6 |
| Nitrifikatsiooni- ja denitrifikatsiooni- mahutite suhtest sõltuvalt* | | | | |
| $V_D/V_R = 0,2$ | 12,5 | 10,3 | 10,0 | 8,3 |
| $0,3$ | 14,3 | 11,7 | 11,4 | 9,4 |
| $0,4$ | 16,7 | 13,7 | 13,3 | 11,0 |
| $0,5$ | 20,0 | 16,4 | 16,0 | 13,2 |
| Kestusõhutusega, aeroobne muda stabiliseerimine koos lämmastikuärastusega | 25 | | Ei ole soovitatav | |

* Lämmastikuärastusega V_D/V_R reoveepuhasti puhul on mudavärske esitatud erinevatel denitrifikatsioonimahuti ja reaktorite koguruumala suhte väärtuste jaoks.



Joonis 7.3. Aktiivmudamahuti skeemid koos mudavärske arvutamiseks vajalike reaktorite tähistega. a – eeldenitrifikatsiooni ja lämmastikuärastusega aktiivmudapuhasti, b – lämmastiku- ja bioloogilise fosforiärastusega protsess A2O (V_N – nitrifikatsioonimahuti ehk õhustusmahuti ruumala, V_{DN} – denitrifikatsioonimahuti ehk anoksilise mahuti ruumala, V_R – reaktorite ruumala $V_R = V_{DN} + V_N$, V_{BioP} – anaeroobse mahuti ruumala).

Mõlemad, nii aeroobse muda vanus (valem 7.5) kui ka mudavanus (valemid 7.3 ja 7.4) on olulised nii puhasti dimensioneerimisel kui ka käitamisel. Lämmastikuärastuseks vajalikud nitrifitseerivad mikroorganismid (vt jaotist 8) saavad toimida ainult aktiivmudapuhasti aeroobsetes keskkonnas ning nende toimimise iseloomustamisel tuleb lähtuda aeroobse muda vanusest. Orgaanilise aine lagundamine heterotroofsete organismide poolt toimub aga nii aeroobsetes kui ka anoksilistes tingimustes ning selle arvesse võtmiseks lähtutakse mudavanusest. Kuna heterotroofseid organisme on kõige rohkem tavalises aktiivmudas, arvestatakse selle kaudu ka reoveesette stabiliseeritust. Mida suurem on mudavanus, seda väiksem on aktiivmuda orgaanilise aine sisaldus.

Mudavanust on erialakirjandustes veidi erinevalt kirjeldatud ning selles suhtes on õpikutes segadusse ajavaid lähenemisi. Vanemates õpikutes võib leida käsitlusi, milles mudavanuse defineerimisel arvatakse puhasti aktiivmuda hulka ka anaeroobsete reaktorite ja järelsetiti aktiivmuda ning sel juhul räägitakse muda keskmisest vanusest (ingl *mean cell residence time*, MCRT). Et järelsetitisse koguneva muda kuivainesisaldus on muutlik, on selle hulka keeruline määrata. Üldiselt lähtutakse teadmisest, et mudavanus on otseses seoses biomassi koostisega ning selle määramisel võetakse arvesse ainult need reaktorid, milles protsessiks vajalikud mikroorganismid paljuneda saavad. Nii järelsetitis kui ka anaeroobses reaktoris ei suuda aktiivmuda aeroobsed mikroorganismid paljuneda, sest esimeses ei jätku toitu ja teises pole paljunemiseks sobilikke tingimusi. Need reaktorid jäetakse mudavanuse arvestusest välja. Kuna enamiku Eestis rajatud aktiivmudapuhastite dimensioneerimisel on rakendatud Saksa ATV standardeid ning protsessi toimimise, insener-tehniliste arvutuste ja hankedokumentide piirtingimuste puhul kasutatakse sama taustsüsteemi, defineeritakse kokkuleppeliselt mudavanust SRT (valem 7.3) või SRT_{aer} -na (valem 7.5).

1.3.3 Mudakoormus

Mudakoormus on ööpäevane BHT-koormus aktiivmuda massiühiku kohta (ingl *food to microorganism ratio*, F/M):

$$F/M = \frac{\text{BHT päevane koormus (kg/d)}}{\text{muda mass puhasti protsessimahutis (kg)}} = \frac{C_{BHT,SV} \times Q_{SV}}{X_{KA,BM} \times V_R}, \quad (7.6)$$

kus $C_{BHT,SV}$ on aktiivmudareaktori sissevoolu BHT-sisaldus (mg/l).

Aktiivmudapuhasti koormuse arvutamisel mudakoormuse järgi on see puudus, et eri riikides on kasutusel erinevad BHT (vastavalt 5 või 7 päeva) väärtused. Sageli määratakse mudakoormust ka KHT järgi. Enamasti on defineerimata ka see, millistes mahutites asuva muda massi F/M suhte määramisel

arvesse võetakse. Kõik see teeb selle suuruse väga kõikuvaks, mistõttu on otstarbekas eelistada aktiivmudapuhasti koormuse väljendamist mudavanuse kaudu.

1.4 KHT massibilanss aktiivmudapuhastis

Reovee orgaanilise aine KHT-põhist fraksioneerimist on käsitletud jaotises 2. Reovee KHT saab fraksioonideks jaotada lahustuvuse ja biolagundatavuse alusel. Esmalt saab kogu reovee KHT jagada lahustunud KHT-ks ($S_{KHT,SV}$) ja heljumi KHT-ks ($X_{KHT,SV}$). Olmereovee puhul on enamik lahustunud KHT-st biolagunev ($S_{KHT,biolag,SV}$) ning väiksem osa bioloogiliselt mittelagunev ($S_{KHT,inert,SV}$). Samal moel on ka heljumi KHT liigitatav bioloogiliselt lagunevaks ($X_{KHT,biolag,SV}$) ja mittelagunevaks ($X_{KHT,inert,SV}$):

$$C_{KHT,SV} = S_{KHT,SV} + X_{KHT,SV} = S_{KHT,biolag,SV} + S_{KHT,inert,SV} + X_{KHT,biolag,SV} + X_{KHT,inert,SV}. \quad (7.7)$$

Üks olulisi mooduseid puhastusprotsessi analüüsimiseks on massibilansi koostamine, milles käsitletakse ühe reovees sisalduva komponendi (KHT, lämmastik või fosfor) muundumist. Orgaanilise aine massibilanssi koostamisel võetakse vaatluse alla KHT-aktiivmudapuhastisse jõudvad fraksioonid ning nendega toimuvad muutused (vt joonist 7.5):

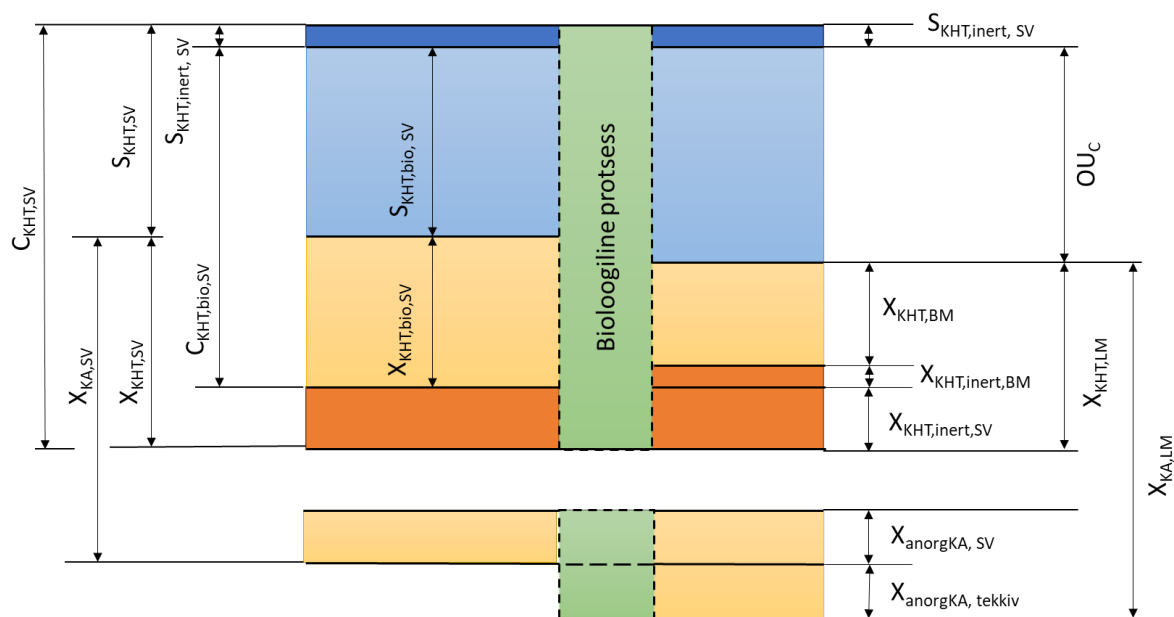
- lahustunud mittelagunev KHT ($S_{KHT,inert}$) läbib aktiivmudapuhasti muutumatul kujul ja jõuab puhasti väljavoolu lahustunud KHT-na (tavaliselt on olmereoveepuhasti väljavooluvee KHT 30–50 mg/l);
- heljumis olev inertne KHT ($X_{KHT,inert}$) aktiivmudapuhastuse ajal ei lagune ning see fraktsioon läheb aktiivmuda koosseisu ($X_{KHT,LM}$);
- nii lahustunud kui ka mittelahustunud biolagunev KHT (vastavalt $S_{KHT,biolag,SV}$ ja $X_{KHT,biolag,SV}$) lagundatakse aktiivmuda mikroorganismide poolt ning selleks tarvitavad organismid hapnikku. Suurem osa biolagunevast KHT-st kajastub orgaaniliste ainete lagundamiseks vajalikus hapnikutarbes (ingl *oxygen uptake*, OU_C);
- orgaanilisi aineid lagundavad mikroorganismid paljunevad ning osa biolagunevast KHT-st ($S_{KHT,biolag,SV}$ ja $X_{KHT,biolag,SV}$) kasutatakse uute mikroorganismide rakkude biomassi (BM) ülesehitamiseks. Suurem osa tekkinud biomassi orgaanilistest ühenditest on biolagunevad ($X_{KHT,BM}$). Biomassis on alati ka mittelagunevaid ühendeid, mida saab mõõta KHT-na ($X_{KHT,inert,LM}$). Selle biomassiosa võrra väheneb ka biopuhasti hapnikutarve OU_C .

Aktiivmudapuhastusprotsessis tekivad liigmuda, mida saab mõõta KHT kaudu ($X_{KHT,LM}$), koosneb sissevooluvees sisalduvast inertsest materjalist ning mikroorganismide biolagunevast ($X_{KHT,BM}$) ja inertsest ($X_{KHT,inert,BM}$) osast. Liigmudasse jõuab ka reoveepuhasti sissevooluvees sisalduv anorgaaniline

heljum (sadenenud soolad, liiv jms; $X_{\text{anorgKA,SV}}$) ning protsessis tekkivad anorgaanilised ained (nt sadestatud raudfosfaat; $X_{\text{anorgKA,tekkiv}}$).

Aktiivmudapuhastis toimuvad biokeemilised ja keemilised protsessid (joonis 7.5), milles puhastisse jõudev KHT kas:

- oksüdeeritakse süsihappegaasiks (möödetav hapnikutarbena);
- koguneb liigmudasse;
- või (väike osa) jõuab muutumatul kujul väljavoolu.



Joonis 7.4. Reovee KHT ja heljumi fraktsioonid (vasakul) ning nende muundumine aktiivmudaprotsessis (paremal) [4].

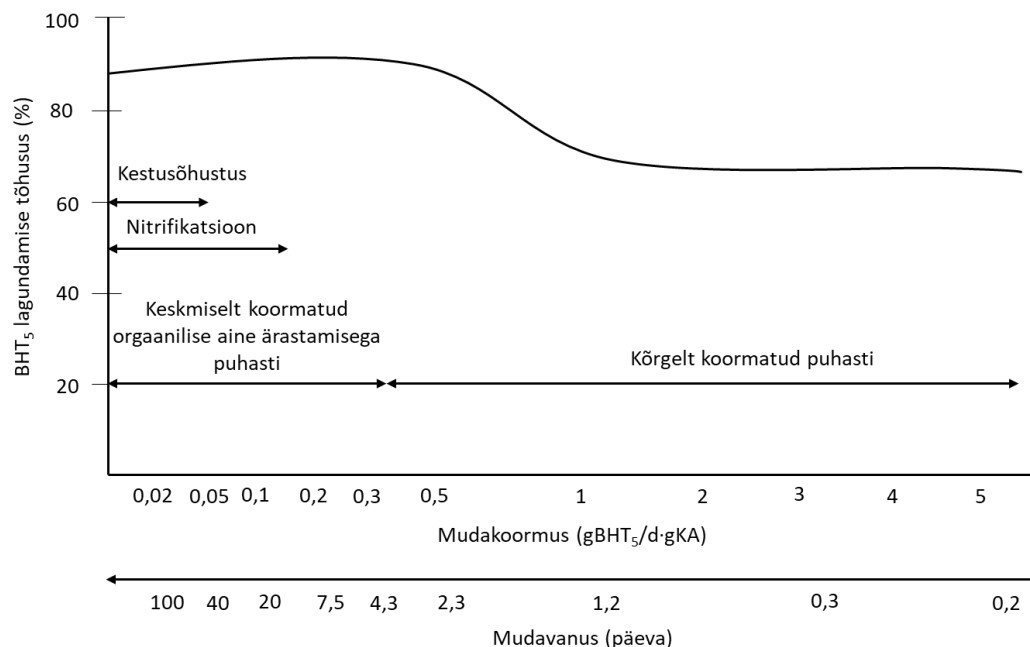
1.5 Aktiivmudapuhasti koormuse mõju puhastusprotsessile

Aktiivmudapuhasti koormusest oleneb, millised protsessid puhastis toimuvad, ning sellel on ka suur mõju aktiivmudasuspensiooni aktiivsusele, muda tekkele ja selle settimisomadustele. Mida väiksema mudavanusega (suurema mudakoormusega) on puhasti, seda väiksemad on selle reaktorid ning seeläbi ka investeeringud. Mudavanus määrab ka selle, millised tegusad mikroorganismigrupid puhasti aktiivmudasse alles jäävad. Liiga väikese mudavanuse korral väheneb puhastustõhusus või mõned protsessid lakkavad hoopis toimimast.

Kõige enam piirab aktiivmudapuhasti koormust nitrifikatsioon. Aktiivmudapuhastis kasvavad kõige aeglasemalt aeroobsed nitrifitseerivad bakterid (põhiliselt perekonnad *Nitrosomonas* ja *Nitrobakter*), mistõttu neist oleneb ka puhasti muda minimaalne vanus (vt tabelit 7.1).

Kui aktiivmudapuhastis ei ole vaja tagada lämmastiku piirmäära või kui lämmastikuärastuse toimimine ei ole oluline, võib mudavanus ka väiksem olla. Joonisel 7.6 on graafiliselt kujutatud BHT ärastamistõhususe empiirilised andmed ning nende sõltuvus mudavanusest. Üldiselt võib järeldada, et orgaanilise aine ärastamise seisukohalt saavutatakse maksimaalne tõhusus juba paaripäevase mudavanuse korral ning selle suurendamine tõhusust oluliselt ei suurenda. Mõneski tööstusreoveepuhastis on mudavanus väga väike. Väga väikese mudavanusega reoveepuhasti käitamine on siiski ebastabiilne ning aktiivmuda settisomadused võivad seetõttu väga kiiresti muutuda.

Väikepuhastid (kestusõhustusega aktiivmudapuhastid) on tavaks projekteerida väga suure mudavanusega. Siis on protsess enamasti suhteliselt stabiilne ning sobib seetõttu seal, kus ei ole võimalik protsessi sagedasti jälgida ning operaatoril sellesse sekkuda.



Joonis 7.5. Aktiivmudapuhasti mudavanuse sõltuvus BHT-ärastuse tõhususest ning protsesside toimimisvahemikud [5].

1.6 Aktiivmudasisaldus

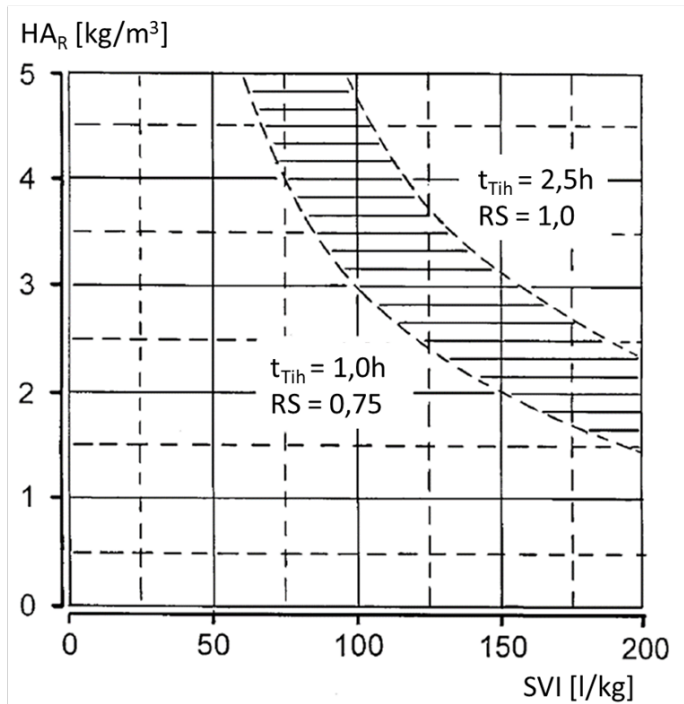
Aktiivmudasisaldus on oluline suurus, millest oleneb puhasti reaktorite suurus või puhastis tekkiva muda vanus. Aktiivmudasisalduse ($X_{KA, BM}$) jaoks on kasutusel ka lühend MLSS (ingl *mixed liquor suspended solids*). Selle määramine on väga sarnane heljuvainesisalduse määramisele, põhiline erinevus seisneb filterpaberi poori läbimõõdus (vt lisa 4). Kui puhasti suurus on reaktoriga juba määratud ning koormust ei ole operaatoril võimalik reguleerida, on aktiivmudasisaldus see, mille kaudu saab puhasti käitamise ajal mudavanust muuta (vt valemit 7.4). **Mida suurem on muda kuivainesisaldus, seda suurem on sama puhasti koormuse ja reaktorite ruumala puhul mudavanus.**

Analoogiliselt: mida suurem $X_{KA, BM}$, seda väiksem on sama reostuskoormuse juures mudakoormus F/M . Aktiivmuda sisaldust piirab selle settimis- ja tihenemisvõime. Suurema mudasisalduse korral on järelsetitis sette ja puhastatud reovee lahutamine raskendatud ning see võib põhjustada aktiivmuda väljakannet ning suurendada järelsetitite vajalikku mahtu. Mida paremad on aktiivmuda settimisomadused, seda tõhusamalt tiheneb muda setiti põhjas ning suureneb järelsetiti kaudu puhastisse tagasi juhitud muda kuivainesisaldus. Seetõttu on reoveepuhastis oluline saavutada aktiivmuda head settimisomadused ning seeläbi ka sette tõhusama lahutamise puhastatud veest. See omakorda võimaldab suurendada puhasti reaktorite aktiivmudasisaldust ja protsessis toimiva aktiivmuda hulka.

Kui tagastusmuda (tavapärase hulk on 50–100% sissevoolust) seguneb aktiivmudapuhastisse juhitud reoveega, muutub see 1,5 kuni 2 korda lahjemaks.

Kõige levinum moodus aktiivmuda settimisomaduste iseloomustamiseks on mõõta reaktorist võetud aktiivmuda settimist mõõtesilindris 30 minuti jooksul ning määrata mudaindeks (ingl *sludge volume index*, SVI). Sette ruumala nimetatakse muda mahuks (ingl *sludge volume*, SV) ning väljendatakse milliliitrites ühe liitri aktiivmudasuspensiooni kohta. Nii muda mahu kui ka mudaindeksi määramist on täpsemalt kirjeldatud lisas 4.

Aktiivmudapuhasti järelsetiti põhjas aktiivmuda tiheneb ning juhitakse sealt tagasi reoveepuhastusprotsessi algusesse, kus ta puhastusse juhitud reoveega jälle lahjeneb. Seega sõltub aktiivmuda hulk reaktorites peamiselt muda settimisomadustest, s.o mudaindeksist (ingl *sludge volume index*, SVI). Joonisel 7.7 on kujutatud aktiivmudasisalduse ligikaudne sõltuvus mudaindeksist.



Joonis 7. 6. Aktiivmudareaktori maksimaalse mudasisalduse sõltuvus mudaindeksist. Graafikul on viirutatud mudasisalduse saavutatav vahemik järelsetiti minimaalse tihenemisaja $t_{Tih}=1h$ ja tagastumuda kordsuse $RS=0,75$ ning maksimaalse lubatud tihenemisaja $t_{Tih}=2,5h$ ja $RS=1,0$ vahemikus [1].

Aktiivmuda settimisomadused mõjutavad selle heitveest lahutamise tõhusust järelsetitis. Tavapäraselt on olmereoveepuhasti dimensioneerimisel võimalik arvestada aktiivmudasisalduseks 3,5–4,5 g/l. Käitamisel võib küll saavutada paremaid aktiivmuda settimisomadusi ning seeläbi hoida reaktoris suuremat aktiivmudasisaldust. See on aga sageli petlik, sest operaator peab alati arvestama maksimaalse hüdraulilise koormusega, mis tippvooluhulga puhul puhastisse jõuab, ning arvutama mudaindeksiga lubatud maksimaalse mudasisalduse. Vastasel korral on väga tõenäoline, et näiliselt hästi toimiva aktiivmudapuhasti järelsetitist kandub vihmaavalingu põhjustatud hüdraulilise koormuse tõusu tõttu aktiivmuda välja. See omakorda põhjustab väljavooluvee väga suure reostuse ning ekstreemsemal juhul võib aktiivmuda kao tõttu selle sisaldus reaktoris hüppeliselt väheneda ning seeläbi puhasti mudakoormus suurened (muda vanus väheneb). Järelsetiti toimimist on detailsemalt käsitletud jaotises **Error! Reference source not found.**

1.7 Aktiivmudateke

Aktiivmudateke (ingl *sludge production*, SP) on üks olulisemaid näitajaid nii aktiivmudapuhasti projekteerimisel kui ka käitamisel. Mudateket on väga oluline määratleda ka settekaitleuse seisukohast. Kui jaotises 7.3.2 defineeriti mudavanust eraldatud muda koguse kaudu, siis puhasti stabiilseks toimimiseks peab see olema niisama suur kui tekkiva aktiivmuda kogus.

Mudateke sõltub reoveepuhasti koormusest. Mida suurem on koormus, seda rohkem tekib muda. Oluline on teada, kui palju aktiivmuda tekib puhastisse jõudva reovee orgaanilise aine kohta. Tavapäraselt väljendatakse mudateket selle järgi, kui mitu kg aktiivmuda (kuivainena) tekib kilogrammi BHT või KHT kohta.

Detailsema lähenemise puhul võib aktiivmudapuhasti mudatekke jagada kaheks: biopuhastusprotsessist tulenev mudateke ning sadestamisest ja fosforiäristusest tulenev mudateke:

$$SP_d = SP_{d,C} + SP_{d,P} \text{ (kg KA/d)},$$

(7.8)

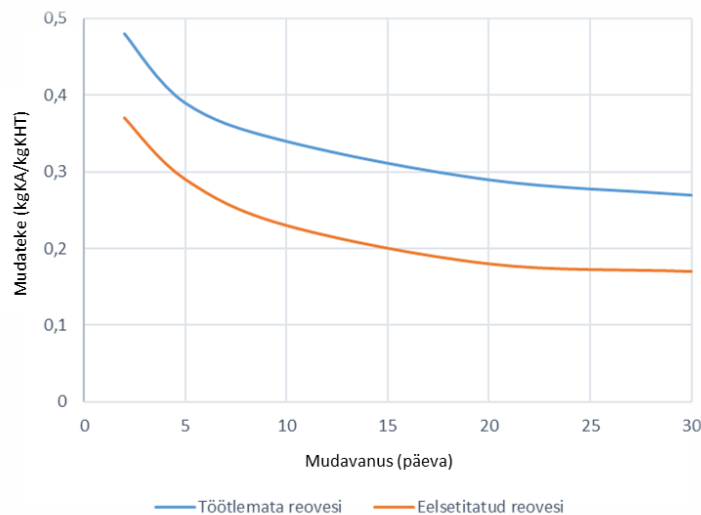
kus SP_d on tekkiva muda hulk (kg kuivainet päevas); $SP_{d,C}$ – biopuhastusprotsessis (eelkõige orgaaniliste ühendite lagundamisel) tekkiva muda hulk (kg KA/d) ning $SP_{d,P}$ – fosforiäristusel tekkiva muda hulk (kg KA/d).

Ühe kg puhastisse jõudva KHT või BHT kohta tekkiva aktiivmuda hulk sõltub peamiselt neljast puhastatava reovee näitajast:

- $C_{KHT,bio}$ – biolagunevat orgaanilist ainet iseloomustav KHT;
- X_{inert} - reoveega puhastisse jõudev mittelahustunud ja bioloogiliselt mittelagunev aine, mis läheb otse aktiivmudasse;
- biolagunev KHT ja ammonium ehk orgaaniline aine ja lämmastik, mille arvel toimub vastavalt heterotroofsete ja autotroofsete mikroorganismide paljunemine;
- sissevooluveest ärstatud fosfor, mis biopuhastis kas keemilisel ärstamisel sadestatakse või bioloogilisel ärstamisel seotakse biomassi.

Need näitajad ja nende omavaheline proportsioon varieerub eri olmereoveepuhastite sissevooludes, seetõttu on BHT- või KHT-massiühiku kohta tekkiva muda kogus erinev. Tööstusreoveel on nad enamasti olmereovee omadest erinevad, seetõttu on ka mudateke oluliselt erinev. Nii tööstus- kui ka olmereoveepuhastite eelpuhastusseadmed muudavad reovee koostist ning seetõttu tekib nii eelsetiti kui ka septikuga olmereoveepuhastis aktiivmuda oluliselt vähem.

Peale reovee omaduste sõltub aktiivmudateke mudavanusest. Kuna aktiivmuda mikroorganismide kasutatav hapnik on endogeenne ning selle arvel lagundatakse rakkudesse akumuleerunud orgaanilist ainet, tekib suurema mudavanuse puhul vähem muda (mudakoormus on väiksem). Joonisel 7.8 on kujutatud olmereovee puhastamisel tekkiva muda hulga teoreetiline sõltuvus selle vanusest. Nagu joonisel näha, tekib eelsetitatud reovee puhastamisel umbes kolmandiku võrra vähem aktiivmuda kui setitamata olmereovee puhul.



Joonis 7.7 Biomassi kasvust tuleneva aktiivmudatekke sõltuvus mudavanusest [6] järgi.

1.7.1 Lihtsustatud meetod aktiivmudatekke määramiseks

Aktiivmudatekke määramiseks on mitu meetodit. **BHT-põhine „rusikaregel“** on kõige lihtsam, kuid väga umbmäärane moodus mudatekke määramiseks. See põhineb asjaolul, et olmereoveepuhastis tekib ligilähedaselt sama palju liigmuda kuivainena kui sinna juhitakse reostust BHT-na. Seega võib mudatekke arvutamiseks see võrdsustada sissevooluvee BHT-koormusega. Suhteliselt hästi teada omadustega olmereovee puhul võib arvestada, et ühest kilost aktiivmudaprotsessi jõudvast BHT-st tekib ligikaudu üks kilo liigmuda.

Näiteks 1000 inimese reovee puhastamiseks ette nähtud reoveepuhasti puhul võib arvestada, et BHT-koormus on $60 \text{ gBHT}/(\text{ie} \cdot \text{d}) \cdot 1\,000 \text{ ie} = 60\,000 \text{ g BHT/d}$. Lihtsustatud käsitlusena tekib seega olmereovee puhul liigmuda kuivainena $SP_d = R_{KA,LM} = 60 \text{ kg KA päevas}$. Juhul, kui reaktorist võetud muda sisaldus on 4 g/l , tuleb eemaldada $60\,000 \text{ g/d} / 4 \text{ g/l} = 15\,000 \text{ l/d} = 15 \text{ m}^3/\text{d}$. Selline arvutus on suhteliselt hästi kehtiv ainult eeltöötlemata olmereovett käitleva aktiivmudapuhasti kohta ning sobib vaid väga ligikaudseteks arvutusteks. Selle meetodi puhul jääb arvestamata fosforiärastusest tuleneva mudatekke osakaal ning hinnatakse vaid kogu mudateket (SP_d).

1.7.2 Mudatekke BHT-põhine arvutus

Mudatekke BHT-põhise määramise puhul võetakse arvesse, et see sõltub väga suurel määral reovee omadustest: kui palju on biolagunevat BHT-d heljumis ja kui palju lahustunud kujul. Kuna Eestis on seni orgaanilise aine koormust määratud peamiselt BHT järgi, on otstarbekas rakendada Saksamaa reoveeühingu 2016. aastani kehtinud ATV standardi [1] empiirilist lähenemist, milles mudatekke määratakse BHT₅ ja heljuvaine suhte kaudu. Kuigi standard kehtib peamiselt olmereovee kohta, on

see osaliselt rakendatav ka tööstusreovee puhul. Kui reovee omadusi iseloomustada reovee heljuvainesisalduse ($X_{KA,SV}$) ja BHT₅-sisalduse ($C_{BHT5,SV}$) suhtega, saab tabeli 7.2 põhjal hinnata ühest kilost aktiivmudapuhastusse jõudvast BHT₅-st tekkiva aktiivmuda kuivaine hulka (kg KA/kg BHT₅).

Tabel 7. 2. Aktiivmudatekke määramise maatriks [1]. Esimeses veerus on puhastisse jõudva heljumihulga ja BHT₅ suhe ning esimeses reas mudavanus ööpäevades.

| $X_{KA,SV}/$ $S_{BHT,SV}$ | Mudavanus (ööpäeva) | | | | | |
|------------------------------|---------------------|------|------|------|------|------|
| | 4 | 8 | 10 | 15 | 20 | 25 |
| 0,4 | 0,79 | 0,69 | 0,65 | 0,59 | 0,56 | 0,53 |
| 0,6 | 0,91 | 0,81 | 0,77 | 0,71 | 0,68 | 0,65 |
| 0,8 | 1,03 | 0,93 | 0,89 | 0,83 | 0,8 | 0,77 |
| 1 | 1,15 | 1,05 | 1,01 | 0,95 | 0,92 | 0,89 |
| 1,2 | 1,27 | 1,17 | 1,13 | 1,07 | 1,04 | 1,01 |

Orgaanilise aine lagundamisel tekkivale mudale lisandub fosforiühendite ärastamisega seonduv sete (vt valemit 7.8), mille kogus sõltub ärastatud fosfori hulgast. Bioloogilise fosforiärastuse puhul tekib 1 kg biomassi seotud fosfori kohta 3 kg lisaheljumit ning keemilise fosforiärastuse korral raua või alumiiniumi soolaga sadestades 6,8 kg raud(III)fosfaadi või 5,3 kg alumiiniumfosfaadi keemilist sadet. Fosforiärastusel tekkiva muda hulk:

$$SP_{d,P} = Q_d \cdot (3 \cdot X_{P,BioP} + 6,8 \cdot X_{P,sad,Fe} + 5,3 \cdot X_{P,sad,Al}) / 1000 \text{ (kg/d)}, \quad (7.9)$$

kus $X_{P,BioP}$ on bioloogiliselt seotud fosfori sisaldus, $X_{P,sad,Fe}$ – rauasoola abil keemiliselt sadestatud fosfori sisaldus ning $X_{P,sad,Al}$ – alumiiniumisoola abil keemiliselt sadestatud fosfori sisaldus.

Näidisülesanne. Kui palju tekib aktiivmuda 1000 ie suuruse koormusega reoveepuhastis, kui sissevooluvee BHT₅ on $C_{BHT5} = 400 \text{ mg/l}$, heljumisisaldus $X_{KA} = 440 \text{ mg/l}$, fosforisisaldus $C_{P,SV} = 14 \text{ mg/l}$ ning eeldatav mudavanus puhastis 20 päeva. Fosfori ärastatakse keemiliselt raudsulfaadi abil ning väljavooluvee fosforisisaldus on $0,5 \text{ mg/l}$. Puhastisse jõuab keskmiselt 150 m^3 reovett päevas.

Lahendus. Heljumisisalduse ja BHT suhe $X_{KA,SV}/C_{BHT,SV} = 1,1$ ning see jääb täpselt tabeli 7.2 kahe alumise rea vahele. 20-päevase mudavanuse puhul on mudateke tabeliandmete kohaselt 0,92 ja 1,04 keskvärtus, s.o 0,98 kg muda kuivainet kg BHT₅ kohta. Seega tekib 1000 ie suuruse koormusega reoveepuhastis puhul muda kuivainet $SP_{d,C} = 400 \text{ mg/l} \cdot 150 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 0,98 \text{ kg KA/kg BHT} = 58,8 \text{ kg KA/d}$.

Kui eeldada, et puhastis bioloogiline fosforiärastus ei toimi ning kogu fosfor sadestatakse raudsulfaadi abil $13,5 \text{ mg/l}$ võrra, tekib lisamuda: $SP_{d,P} = Q_d \cdot 6,8 \cdot X_{P,sad,Fe} / 1000 = 150 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 6,8 \text{ kg SS/kg P} \cdot 13,5 \text{ mg P/l} / 1000 = 13,8 \text{ kg/d}$. Kogu mudateke reoveepuhastis

$SP_d = 58,8 + 13,8 = 72,6$ kg/d, kusjuures fosfori sadestamisest tuleneva sette osakaal on ligikaudu 19 %.

1.7.3 Mudatekke KHT-fraktsiooni põhine arvutus

Aktiivmudaprotsessi ja mudatekke *KHT-fraktsiooni põhise* arvutusega saab täpsemini kajastada puhastis toimuvaid protsesse ning seda on võimalik hästi rakendada ka tööstusreovee käitlemisel. Näidisesülesandes esitatud BHT-põhise aktiivmudatekke arvutus on orgaaniliste ainete suhtes mõnevõrra lihtsustatud ning kehtib suhteliselt hästi vaid olmereoveepuhastite korral. Kuna KHT-fraktsioone saab laboratoorselt määrata (vt jaotist 2), võib seda menetlust suhteliselt hästi rakendada kõigi reoveetüüpide puhul. See lähenemine võimaldab muudega võrreldes oluliselt täpsemalt defineerida ja arvutada aktiivmudaprotsessis toimuvaid biokeemilisi ja keemilisi protsesse ning ka sette juurdekasvu. Aktiivmudapuhastite dimensioneerimisel Eestis laialdaselt kasutatav Saksamaa reoveeühingu standardi 2016. aasta versioon [4] lähtub reovee KHT-põhisest fraktsioneerimisest ning sellega seondult on uuendatud ka mudatekke arvutusi.

Jaotises 1.4 esitatud orgaanilise aine massibilansi kohaselt sõltub aktiivmudatekke sissevooluvees sisalduva heljumi inertsest fraktsioonist $X_{KHT,inert,SV}$, mis jaguneb biolagunevaks ja inertseks osaks ($X_{KHT,BM}$ ja $X_{KHT,inert,BM}$), ning puhastusprotsessis tekkinud mikroorganismideks (vt **Error! Reference source not found.**):

$$X_{KHT,LM} = X_{KHT,inert,SV} + X_{KHT,BM} + X_{KHT,inert,BM} \quad (mg/l). \quad (7.10)$$

Puhasti sissevooluvees sisalduva heljumi inertne KHT on olmereovee puhul vahemikus 20–35% heljumi KHT-st ning sageli loetakse selle osakaaluks 30% ($X_{KHT,inert,SV} = 0,3 \cdot X_{KHT,SV}$). Suurema tööstusreovee osakaaluga reovee puhul on täpsema tulemuse saavutamiseks soovitatav seda osakaalu laboratoorselt mõõta.

Puhastusprotsessis tekkiva biomassi biolaguneva osa ($X_{KHT,BM}$) arvestamisel lähtutakse sellest, et mikroorganismid lagundavad sissevooluvee KHT biolagunevat fraktsiooni ning paljunevad selle protsessi tulemusel. Biomassi paljunemissaagis $Y=0,67$ g/g (grammi biomassi lagundatava KHT grammi kohta). Tuleb arvestada ka seda, et aktiivmudaprotsessis toimub kogu mikroorganismide eluaja jooksul (võrdsustatakse mudavanusega) nende endogeenne lagunemine (endogeenne lagunemise kiiruskoeffitsiendi 15°C juures $b = 0,17$ d⁻¹). Biomassi biolagunev osa:

$$X_{KHT,bio,BM} = C_{KHT,bio,SV} \cdot Y - X_{KHT,BM} \cdot SRT \cdot b \cdot F_T \quad \left(\frac{mg}{l}\right), \quad (7.11)$$

kus Y on biomassitekke saagis (g KHT/g KHT), $C_{KHT,bio,SV}$ – sissevooluvee bioloogiliselt laguneva KHT sisaldus (mgO₂/l), b – endogeense lagunemise kiirustegur (1/d) ning F_T – endogeense lagunemise temperatuuritegur.

Endogeense lagunemise kiiruse temperatuurisõltuvuse kompenseerimiseks rakendatakse temperatuuriteguri (F_T):

$$F_T = 1,072^{(T-15)}, \quad (7.12)$$

kus T on protsessis valitsev temperatuur (°C).

Aktiivmudaprotsessis tekkiva muda biolaguneva osa KHT on arvatav valemist:

$$X_{KHT,bio,BM} = C_{KHT,bio,SV} \cdot Y \cdot \frac{1}{1+SRT \cdot b \cdot F_T} \quad \left(\frac{mg}{l}\right). \quad (7.13)$$

Aktiivmudaprotsessis tekkiva mittebiolaguneva aine endogeense lagunemise arvel ning selle osa arvutamisel võib lähtuda levinud arusaamast, et inertne osa moodustab ligikaudu 20% endogeenselt lagunenu biomassist :

$$X_{KHT,inert,BM} = 0,2 \cdot X_{KHT,BM} \cdot SRT \cdot b \cdot F_T \quad \left(\frac{mg}{l}\right). \quad (7.14)$$

Kui tekkiva liigmuda hulk arvutada KHT-st lähtudes, on vaja teada, kui suur on tekkinud fraktsioonide KHT ja kuivaine massi suhe. Mittelahustunud inertse KHT keskmiseks väärtuseks võib arvestada 1,33 g KHT/g (kuivaine orgaanilise osa (oKA) ehk põletuskao (KAL) kohta). Puhasti sissevooluvees oleva heljumi kuivainesisaldus on olmereovee puhul ligikaudu 1,6 g KHT/g oKA ning protsessis tekkinud biomassi oma 1,42 g KHT/g oKA. Tuleb veel arvestada, et tekkinud biomassi orgaanilise osa osakaal on keskmiselt 92%. Kuivaine arvutamisel tuleb juurde liita ka puhastisse jõudev anorgaaniline aine, mis on olmereovee puhul tavapäraselt 20% sissevooluvees sisalduvast heljumist: $X_{KA,anorg,SV} = f_B \cdot X_{KA,SV} = 0,2 \cdot X_{KA,SV}$ (vt joonist 7. 5 ja jaotist 2). Seega saab KHT fraktsioneerimispõhise aktiivmudatekke arvutada valemist:

$$SP_{d,C} = Q_d \cdot \frac{\left(\frac{X_{KHT,inert,SV}}{1,33} + \frac{X_{KHT,BM} + X_{KHT,inert,BM} + X_{KA,anorg,SV}}{0,92 \cdot 1,42}\right)}{1000} \quad \left(\frac{kg}{d}\right). \quad (7.15)$$

Näidisülesanne. Kui palju tekib aktiivmuda 1000 ie koormusega olmereoveepuhastis, millesse jõuab keskmiselt 150 m³ reovett päevas, kui sissevooluvee KHT-sisaldus $C_{KHT,SV} = 800$ mg/l, heljumisisaldus $X_{KA,SV} = 440$ mg/l, fosforisisaldus $C_{P,SV} = 14$ mg/l, vee temperatuur puhastis on 12°C ning muda eeldatav

vanus puhastis on 20 päeva. Puhastis rakendatakse keemilist fosforiärastust raudsulfaadi abil ning väljavooluvee fosforisisaldus on 0,5 mg/l.

Lahendus. Kui on tegemist reoveepuhastiga, millesse jõuab olulisel määral tööstusreovett, tuleks mõõta KHT fraktsioone või kogemuste põhjal muuta fraktsioonide osakaalu. Arvestades olmereoveepuhasti puhul rakendatavaid tüüpilisi KHT-fraktsioone ja seaduspärasusi, saab arvutada muda valemis 7.10 esitatud KHT-põhised komponendid. Täiendavalt on arvestatud mõningaid jaotises 2 esitatud seaduspärasusi:

- reoveepuhasti väljavoolus $C_{KHT,VV} = S_{KHT,VV} = S_{KHT,inert,SV} = 50$ mg/L (tavapäraselt mõõdetav suurus);
- heljumis oleva inertse KHT fraktsioon $f_A = 0,3$;
- puhasti sissevooluvee heljumi KHT ja kuivaine orgaanilise osa suhe on 1,6;
- sissevooluvee kuivaine orgaanilise osa fraktsioon on $f_B = 0,25$ (tavapärane olmereoveele).

Seega on sissevooluvee heljumi KHT: $X_{KHT,SV} = X_{KA,SV} \cdot 1,6 (1-0,25) = 528$ mg/l

ning selle KHT inertne osa:

$$X_{KHT,inert,SV} = X_{KHT,SV} \cdot f_A = X_{KHT,SV} \cdot 0,3 = 158 \text{ mg/l.}$$

Biologuneva KHT sisaldus:

$$C_{KHT,bio,SV} = C_{KHT,SV} - X_{KHT,inert,SV} - S_{KHT,inert,SV} = 800 - 50 - 158 = 592 \text{ mg/l.}$$

Aktiivmudaprotsessis tekkiva muda biologuneva osa KHT:

$$\begin{aligned} X_{KHT,bio,BM} &= C_{KHT,bio,SV} \cdot Y \cdot \frac{1}{1 + SRT \cdot b \cdot F_T} = 592 \cdot 0,67 \cdot \frac{1}{1 + 20 \cdot 0,17 \cdot 0,81} \\ &= 105,4 \text{ mg/l} \end{aligned}$$

Endogeense lagunemiskiiruse temperatuuritegur:

$$F_T = 1,072^{(T-15)} = 1,072^{(12-15)} = 0,81.$$

Mittelahustunud ja bioloogiliselt mittelagunev aine, mis läheb otse aktiivmudasse:

$$X_{KHT,inert,BM} = 0,2 \cdot X_{KHT,BM} \cdot SRT \cdot b \cdot F_T = 0,2 \cdot 105,4 \cdot 20 \cdot 0,17 \cdot 0,81 = 58,2 \text{ mg/l}$$

Aktiivmudateke:

$$\begin{aligned}
 SP_{d,c} &= Q_d \cdot \frac{\left(\frac{X_{\text{KHT,inert,SV}}}{1,33} + \frac{X_{\text{KHT,BM}} + X_{\text{KHT,inert,BM}}}{0,92 \cdot 1,42} + f_B \cdot X_{\text{KA,SV}} \right)}{1000} = \\
 &= 150 \cdot \frac{\left(\frac{158}{1,33} + \frac{105,4 + 58,2}{0,92 \cdot 1,42} + 440 \cdot 0,25 \right)}{1000} = 53 \frac{\text{kg}}{\text{d}}.
 \end{aligned}$$

Fosforiühendite sadestamisest tuleneva biomassi teke on muutumatu võrreldes jaotises 1.7.2 toodud näites arvatatuga. Seega on kogu mudateke $SP_d = 53 + 13,8 = 66,8 \text{ kg/d}$.

Saadud tulemus erineb mõnevõrra BHT-põhise lähenemise kaudu saadud tulemusest (vt jaotist 7.7.2), sest KHT-põhise lähenemise korral on fraktsioonide jaotus eelduslik ning põhineb keskmistel empiirilistel tulemustel. KHT-põhise lähenemise põhiline eelis on see, et kõiki fraktsioone ja koefitsiente on võimalik mõõta ning seda põhimõtet saab suure täpsusega kohandada ka tööstusreoveepuhastitele ja neile asulareoveepuhastitele, mille reovee koostis erineb tavapärase olmereovee omast. KHT-põhist arvutuspõhimõtet kasutatakse ka modelleerimisarvutustel.

1.8 Hapnikutarve

Aeroobse reoveepuhasti puhul on väga oluline, et õhustuskambri valitseksid aeroobsed tingimused. Et reovee puhastamisel kulub kõige rohkem energiat õhustamisele, on õigustatud soov seda kokku hoida ning sel moel vähendada puhastamiskulusid. Teisest küljest tuleb hoolitseda selle eest, et õhustuskambri vees oleks piisavalt lahustunud hapnikku.

Hapnik on mikroorganismidele vajalik orgaaniliste ühendite lagundamiseks ning lämmastiku-ärastusega reoveepuhastis ka ammoniumlämmastiku oksüdeerimiseks nitraatlämmastikuks. Vee liigne hapnikusisaldus ei ole küll mikroorganismidele kahjulik, kuid põhjustab liigse energiatarbe. Kui hapnikku on vähe, on oksüdeerimisprotsessid inhibeeritud.

Mikroorganismide oksüdeerimisprotsessi tõhususe sõltuvust vee hapnikusisaldusest saab väljendada ensüümkiineetika (*Monod*) võrrandiga:

$$\mu_{AO} = \mu_{AmO_2} \frac{C_{O_2}}{K_o + C_{O_2}} \left(\frac{1}{d} \right), \quad (7.16)$$

kus C_{O_2} on vee lahustunud hapniku sisaldus (mg/l), μ_{AO} – mikroorganismide kasvukiirus, kui hapnikusisaldus on C_{O_2} (1/d); μ_{AmO} – mikroorganismide maksimaalne kasvukiirus (1/d) ning K_O – vee hapnikusisaldus (mg/l), mille puhul mikroorganismide kasvukiirus on pool maksimaalsest.

Katsetes on mõõdetud aktiivmuda K_O väärtusi vahemikus 0,5–2 mg/l. Kuigi eri mikroorganismidel on mõnevõrra erinev tundlikkus vee hapnikusisalduse suhtes, on see eelkõige seletatav sellega, et protsessid toimuvad mudahelbes ning sõltuvalt mikroorganismide väljakujunenud kooslusest, helbesuurusest, segamisest, õhustuse intensiivsusest jm teguritest on vee ja mudahelbe lahustunud hapniku sisaldus mõnevõrra erinev. Kõige tundlikumad on nitrifitseerivad mikroorganismid ning nende jaoks on vee soovitatav hapnikusisaldus 2 mg/l. Talveperioodil, kui reovee temperatuur langeb alla 10°C, on tavaliselt vaja nitrifikatsiooni aktiivsus võimalikult suureks tõsta ning sageli käitatakse puhasteid nõnda, et suurendatakse vee hapnikusisaldust. Kui on tegemist ainult orgaanilisi aineid ärastava reoveepuhastiga, võib ka vee 0,5–0,7 mg/l suurusest hapnikusisaldusest piisata aeroobsete tingimuste ja protsessi aktiivsuse tagamiseks.

Reoveepuhastite projekteerimisel ja käitamisel on väga oluline teada, kui suur on hapnikutarve. Aktiivmudaprotsessis kulub hapnik orgaaniliste ainete oksüdeerimiseks (ingl *oxygen uptake*, OU_C) ning lämmastikuühendite oksüdeerimiseks (OU_N). Kogu protsessi summaarset hapnikutarvet vähendab denitrifikatsioonis kasutatav süsinik, s.o denitrifikatsiooni hapnikutarve (OU_D).

Orgaaniliste ainete lagunemisega kaasnevat hapnikutarvet saab arvutada eespool määratletud mudatekkefraktsioonide alusel:

$$OU_C = C_{KHT,bio,SV} - X_{KHT,BM} - X_{KHT,inert,BM} \quad \left(\frac{mg}{l}\right). \quad (7.17)$$

See valem ei arvesta denitrifikatsiooniks kasutatava välise süsinikuallika lisamist (sel juhul tuleb juurde liita lisanduv KHT). Orgaaniliste ühendite lagundamisest tulenevat hapnikutarvet saab arvestada ka BHT-andmete põhjal, kasutades empiirilisi Hartwigi koefitsiente, nagu seda on defineeritud ATV varasemas standardis [1].

Lämmastikuühendite oksüdeerimisele kuuluva hapniku tarve (OU_N) ning denitrifikatsiooni puhul tagasiarvestatav hapnikutarve (OU_D) lähtuvad reaktsioonide stöhhiomeetriast ning neid saab arvutada alljärgnevalt:

$$OU_N = 4,3 \cdot (S_{NO_3,D} - S_{NO_3,SV} - S_{NO_3,VV}) \quad (mg/l), \quad (7.18)$$

$$OU_D = 2,9 \cdot S_{NO_3,D} \left(\frac{mg}{l}\right),$$

(7.19)

kus $S_{NO_3,D}$ on denitritseeritava nitraadi sisaldus (mg/l); $S_{NO_3,SV}$ – puhasti sissevoolu nitradi-
sisaldus (mg/l) ning $S_{NO_3,VV}$ – väljavoolu jõudva vee nitraadisaldus (mg/l).

Hapnikutarve:

$$OU_d = OU_C + OU_N - OU_D \left(\frac{mg}{l}\right).$$

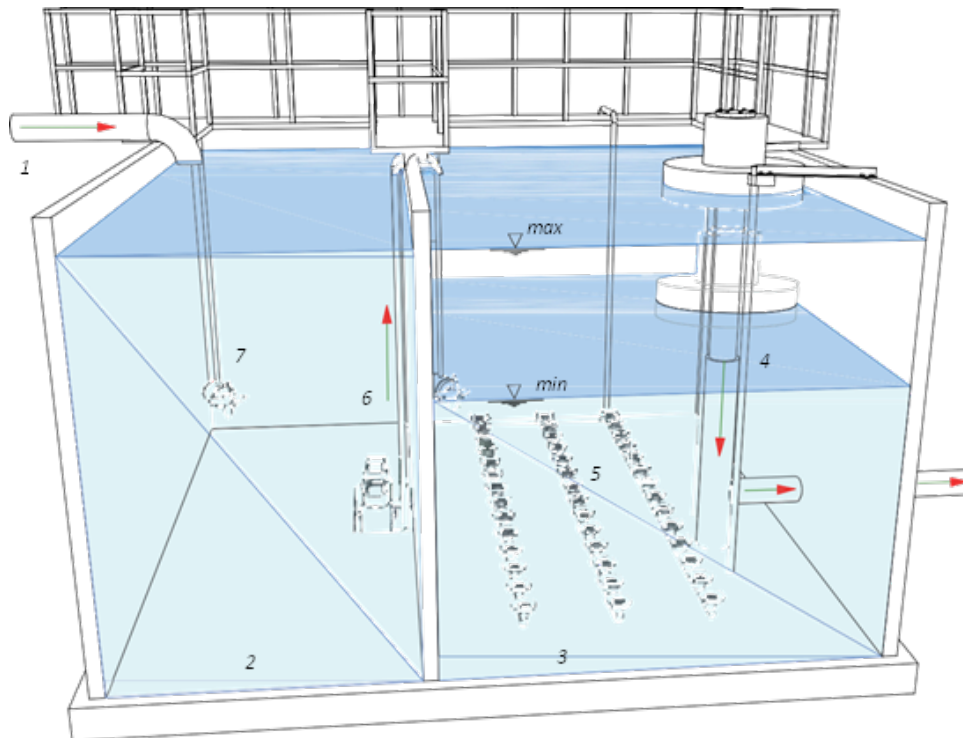
(7.20)

See seos kehtib ainult väga üldistes arvutustes, sest aeroobseks protsessiks vajalik lahustunud hapniku
sisaldus tuleb puhastis tagada igal ajahetkel ning seetõttu tuleb õhustussüsteem üledimensioneerida.
Kuna reoainete tegelik sisaldus märkimisväärselt kõigub, kasutatakse õhustusseadmete valimisel
hapnikutarbe arvutamiseks varutegureid. Mida väiksem on reoveepuhasti või mida suurem on
tööstusreovee osakaal, seda suurem peab olema lisavaru.

Hapnikutarvet ja õhustusseadmeid käsitletakse detailsemalt jaotises 14 ning nende
dimensioneerimisel tuleb tugineda kehtivatele standarditele.

1.9 Annuspuhastustehnoloogia

Annuspuhasti (ingl *sequencing batch reactor*, SBR) on aktiivmudapuhastustehnoloogial põhinev
puhasti, mis erineb tavapärasest aktiivmudapuhastist selle poolest, et reovesi puhastatakse tsükliliselt
ning puhastusprotsessi etapid on üksteisest ajaliselt eraldatud – reaktor täidetakse reovee ja
aktiivmudaga ning töötab kuni soovitud hetkeni, misjärel ta tühjendatakse ja alustatakse uut tsüklit.
Erinevalt läbivoolsest aktiivmudapuhastist ei vaja annuspuhasti eraldi järelsetitit, sest aktiivmudasegu
püsib reaktoris kõigis puhastusfaasides ning tagastusmuda ei ole vaja pumbata. Aktiivmudaringlus ei
toimu ka pumpamise teel õhustusmahutist anoksilisse mahutisse. Annuspuhastis on vaja reovett
ühtlustada, seetõttu on tarvis ühtlustusmahutit, kui ühe puhastustsükli heitvee vooluhulk avaldab
olulist mõju suublale. Tabelis 7.3 on osutatud annuspuhasti peamistele plussidele ja miinustele ning
põhimõtteskeem on kujutatud joonisel 7.9.



Joonis 1.9. Annuspuhasti põhimõtteskeem: 1 - sissevool, 2 - ühtlustusmahuti, 3 - annuspuhastuskamber, 4 - väljavooludekanter, 5 - õhustid, 6 - ühtlustusmahuti pump, 7 - ühtlustusmahuti segur [13].

Tabel 1.1. Annuspuhasti plussid ja miinused [7]

| Plussid | Miinused |
|---|---|
| Puhastusprotsess on paindlik reostuskoormuse ja vooluhulga kõikumise suhtes – protsessi kulgu ja reovee viibeaega puhastis on võimalik reguleerida (väljavooluvee kvaliteet on ühtlasem). | Puhastusetappide juhtimine tugineb suhteliselt keerulisele automaatikale. |
| Võimaldab tõhusalt ärastada kõiki peamisi reostuskomponente, sh bioloogiliselt ärastada lämmastiku ja fosforit. | Puhasti tõhusa töö tagamiseks peab operaator hästi tundma puhastusprotsessi etappe ning vajadusel reguleerima etappide kestust. |
| Lämmastiku- ja fosforiärastus on hästi kontrollitavad. | Sõltuvalt suubla vastuvõtuvõimest võib väljavoolu ühtlustamiseks olla vaja heitveemahutit. |
| Aktiivmuda settimisomadused on tavapärasest paremad ning seetõttu on vähem probleeme muda väljakandumisega puhastist. | Kindlasti on vaja juurdevooluvee ühtlustusmahutit. |
| Vajab tavalisest aktiivmudapuhastist väiksemat maa-ala. | Investeering õhustamisseadmetesse suurem. |
| Moodullahendus võimaldab puhastit lihtsasti laiendada reostuskoormuse suurenemise korral ning mooduleid välja võtta/tsükli muuta koormuse vähenemise puhul. | |

1.9.1 Annuspuhasti tööpõhimõte

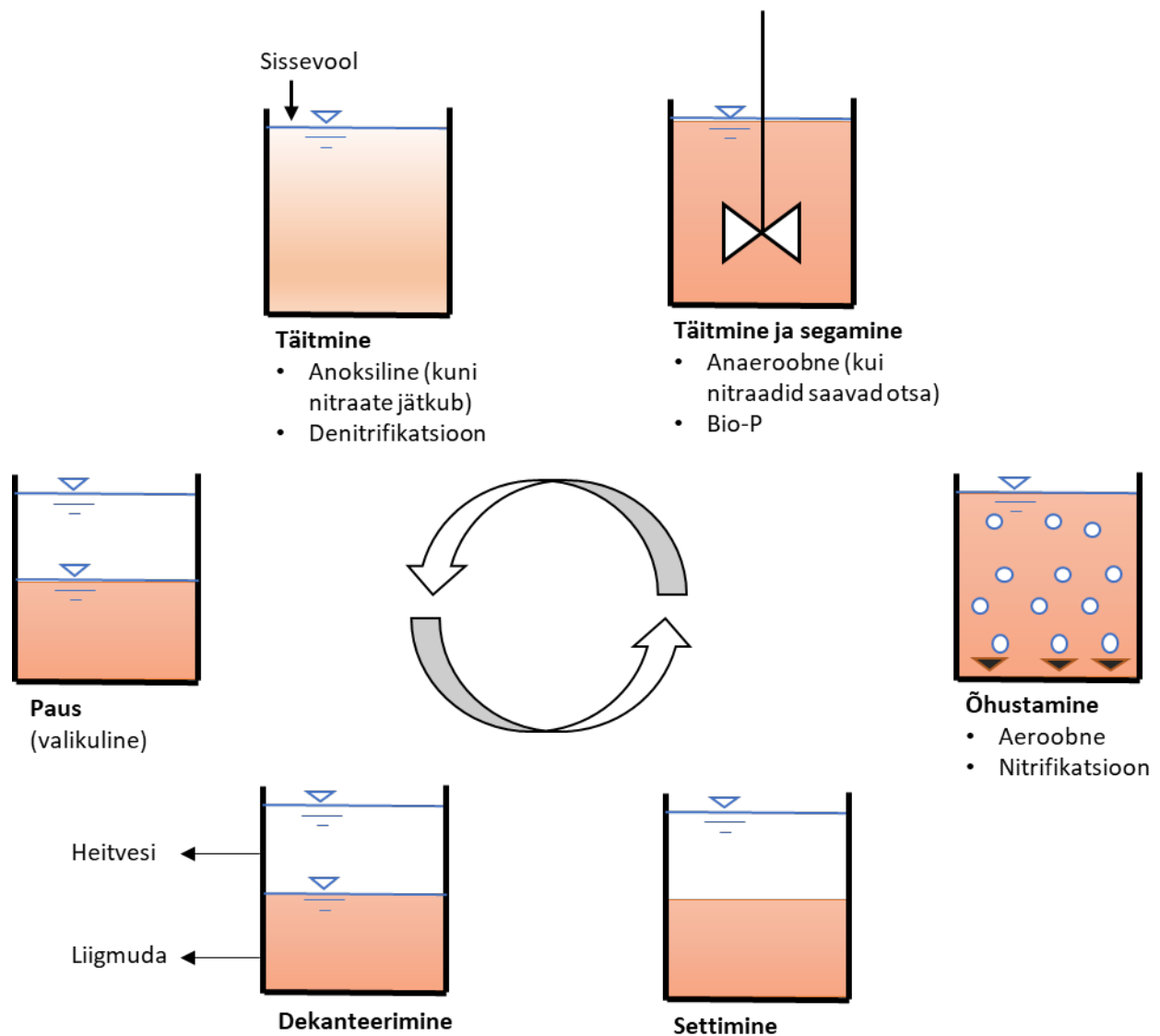
Annuspuhastis toimub reoveepuhastus tsüklite kaupa ning koosneb vähemalt viiest etapist (joonis 7.10):

- mahuti täitmine reoveega, mida käsitletakse eraldi etapina, kuigi see liitub järgneva etapi või etappidega ning võib kesta peaaegu kogu tsükli;
- segamine – lämmastikuärastusega reoveepuhastites hoitakse anoksilist/anaeroobset keskkonda, kus juurde lisatav reovesi segatakse koos aktiivmudaga;
- õhustamine – sellega tagatakse aeroobne keskkond, kusjuures selle etapi lõpuks peavad vees lahustunud reostuskomponendid olema normikohaselt ärastatud. Segamise ja õhustamise etappi nimetatakse ka reaktsioonietapiks, ent neid on oluline eristada aktiivmuda vanuse arvutamiseks. Segamis- ja õhustamisetappe korrates on võimalik rakendada kaskaad-denitrifikatsiooni (vt jaotist 8.5.2), milles igal segamisetapil lisatakse vähem reovett juurde. Sel moel on võimalik lämmastikuärastus väga tõhusaks muuta;
- settimine – aktiivmuda setib raskusjõu toimel mahuti põhja;
- heitvee väljavool – settinud aktiivmuda pealt dekanteeritakse pindmine puhastatud vesi.

Eristatakse ka liigmuda lahutamise etappi, mis tavapäraselt toimub pärast väljavoolu, kui aktiivmudasaldus on annuspuhastustsükli mahuti põhjas maksimaalne. Liigmuda võib kõrvaldada ka kõikides teistes etappides, kuid siis peab arvestama seda, et aktiivmuda kontsentratsioon on siis väiksem ning liigmuda pumpamisaeg pikem.

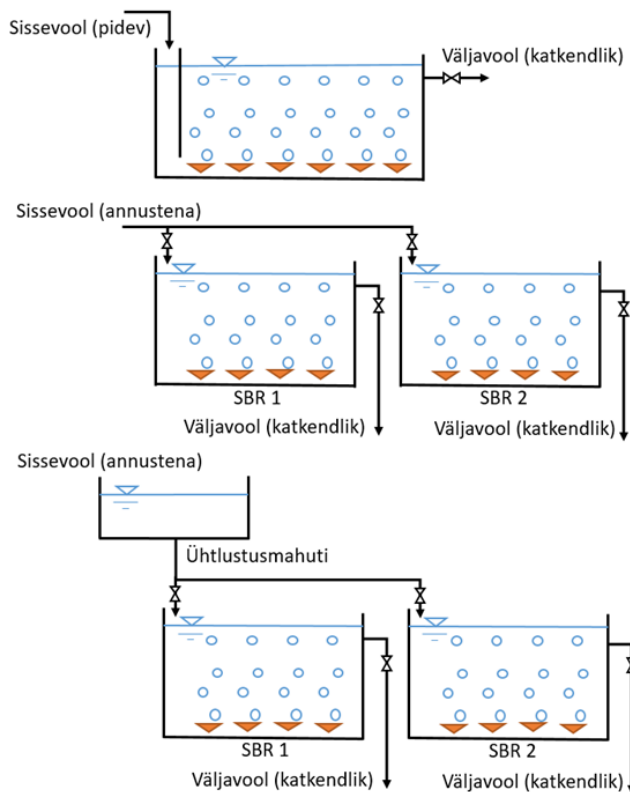
Etapid toimuvad järjestikku ning enne uue tsükliga alustamist peab eelmine olema lõppenud. Kahe tsükli vahele võib jätta ka pausi, kus annuspuhasti on enne uue tsükli alustamist ooterežiimis.

Ühes ööpäevas on võimalik koormusest (hüdrauliline ja reostuskoormus) sõltuvalt sooritada kaks kuni neli 12 kuni 6 tundi (valdavalt 8 tundi) kestvat tsükli. Mitme paralleelliini korral on annuspuhasti tsüklid omavahel nihkes, et koormus oleks ühtlane ning puhasti väljavooluhulk hajutatud. Ekstreemsetes oludes on võimalik lühendada tsükli neljatunniseks, kuid see on protsessi stabiilsuse seisukohalt riskantne (settimisetappi ei ole võimalik lühendada). Tsüklite kestuse määramisel on oluline arvestada, et lühemate tsüklite korral suureneb küll hüdrauliline jõudlus, ent reostuskomponentide ärastusvõimsus väheneb. Operaatoritele on kõige mugavam ja jälgitavam kaks või kolm järjestikust ilma pausietapita tsükli (12 h või 8 h) päevas, sest siis kulgevad tsükli etapid igal päeval samal kellaajal.



Joonis 1.10. Annuspuhastusükli etapid lämmastiku ärastamise korral [8] järgi

Annuspuhastisse on võimalik reovett juhtida kolme moodi: ühtlase pealevooluna (täitmiseaeg = tsükliäeg) ühte SBR-mahutisse, annusekaupa paralleelselt toimivatesse SBR-mahutitesse (täitmine vastavalt tsükliajale) ning SBR-mahutisse läbi ühtlustusmahuti (joonis 7.11). Ühtlustusmahuti aitab koguda puhastusprotsessi jaoks vajaliku koguse reovett, ühtlustada reovee vooluhulka ja omadusi, kiiresti suurendada orgaanilise aine sisaldust protsessis, parendada muda settimisomadusi, juhtida protsessi hoides reo- ja heitvesi eraldi etappides, rakendada tsükli sobilikke kestuseid, muuta etappide järjestust sõltumata hüdraulilisest koormusest ning hoida puhasti koormus mitmes mahutis ühtlasena. Ühtlustusmahuti on vajalik, kui puhastusüksleid soovitakse korraldada erinevate tsükliägedega sõltuvalt sademete esinemisest (kuiva ja märja ilma puhastusükslid).



Joonis 1.11. Sissevooluvõimalused [8]

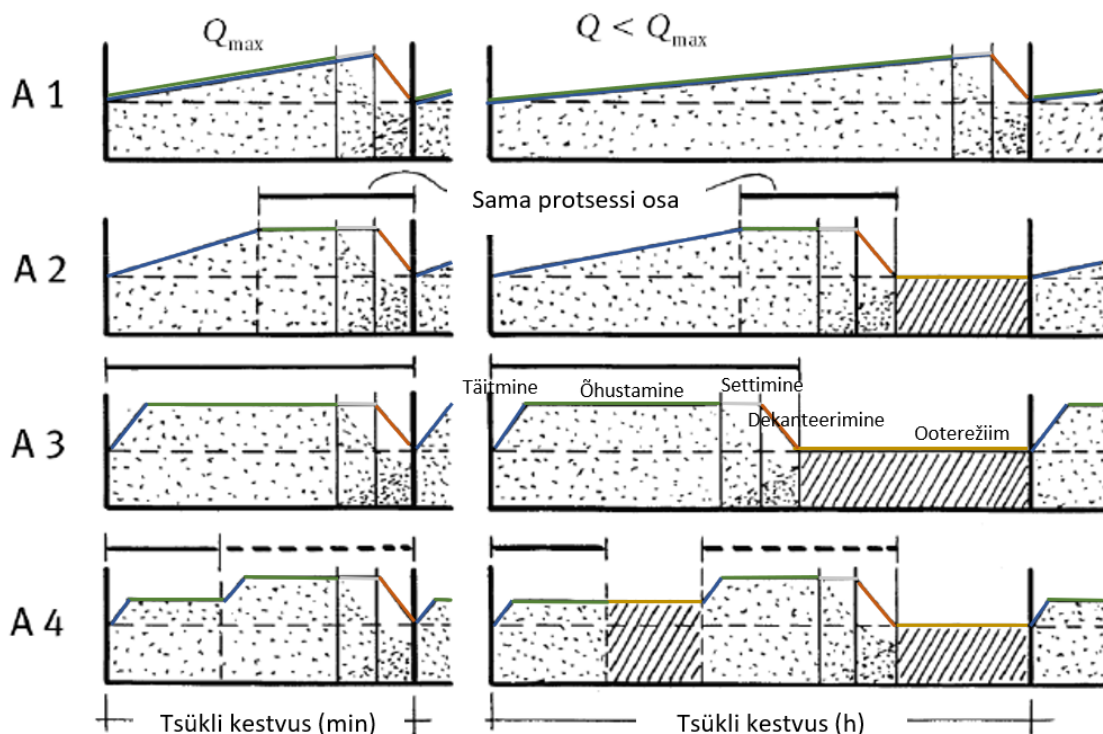
Annuspuhasti täitmine

Puhastustsükli esimene etapp on reaktori täitmine, mille õhustamine sõltub süsiniku või lämmastiku ärastamisvajadusest. Süsinikuärastuse korral hoitakse keskkond täitmisetapis aeroobsena. Lämmastikuärastuse korral mahutit ei õhustata, luues sel moel anoksiline ja anaeroobne keskkond. Lahustunud hapniku puudumisel toimub denitrifikatsiooniprotsess, mille käigus redutseeritakse nitraatlämmastik (NO_3) lenduvaks lämmastikuks (N_2). Nitraatlämmastiku ammendumisel muutub keskkond anaeroobseks, mis sobib fosforit akumulereivate mikroorganismide (PAO-de) kasvuks (Bio-P, vt ka jaotist 9), kus energiaallikana kasutatakse rakusisest polüfosfaati ning fosforiühendid vabanevad lahustunud kujul. Mahutis töötav segur väldib aktiivmuda settimist mahuti põhja. Täitmisetapp kestab 1–2 tundi.

Annuspuhasti täitmine võib toimuda ühtlaselt või kindlate tsüklite kaupa, võttes arvesse mahuti maksimaalset ja dekanteerimisetapi järgset veetaset. Puhasti täitmisvõimalused on kujutatud joonisel 7.12:

- variant A1 – reovesi voolab puhastisse pidevalt ja ühtlaselt kogu tsükli vältel ning kui veetase tõuseb maksimaalseni, algab dekanteerimine (kui pole ühtlustusmahutit);

- variant A2 – reovesi voolab puhastisse pidevalt ja ühtlaselt ning juurdevool lõpeb settimise ja dekanteerimise etapis. Samal ajal juhitakse juurde tulev reovesi teise mahutisse (rakendatav kahe paralleelse liini/ühtlustusmahuti korral);
- variant A3 – mahuti täidetakse ühekorruga maksimaalse tasemeni (rakendatav ühtlustusmahuti olemasolul);
- variant A4 – mahuti täidetakse tsüklikena teatud tasemeni ning teatud aja möödudes täitmine jätkub maksimaalse tasemeni (tööpõhimõtte sarnaneb kaskaadtehnoloogiale, mis tõhustab lämmastikuärastust). Näiteks on võimalik kahe DN/N tsükli korral täita esmalt 3/5 mahuti mahust ning teise tsükliga maksimaalse tasemeni.



Joonis 1.12. Annuspuhasti täitmisevõimalused [8]

Segamine

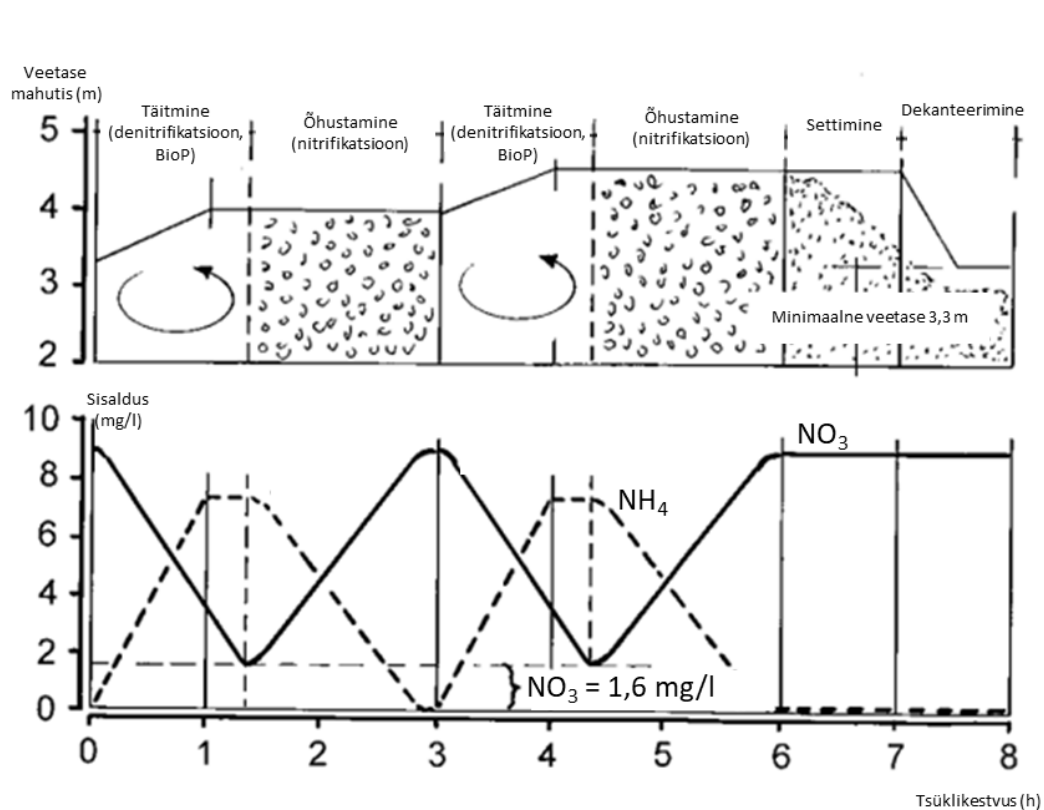
Segamisetapis segatakse reovett mehaanilise seguriga, et aktiivmuda põhja ei setiks. Segamisetapis toimub reaktoris bioloogiline fosfori- ja lämmastikuärastus. See, kas mahutis toimub segamise ajal denitrifikatsioon või fosfaatide vabanemine (fosforiärastuse esimene etapp), sõltub keskkonnatingimustest. Annuspuhastis on võimalik fosforit bioloogiliselt ärastada alles pärast denitrifikatsioonietapi lõppu (kuni nitraadid on otsa saanud ja keskkond anaeroobseks muutub). Segamisetapp lisatakse puhastus tsükli tavapäraselt lämmastiku ärastamiseks. Seetõttu nimetatakse segamist selle peamise eesmärgi järgi ka denitrifikatsioonietapiks.

Õhustamine

Õhustamisetapis toimub reovee intensiivne segamine ja õhustamine, et reaktoris valitseksid aeroobsed tingimused. See protsess kestab tavaliselt 3 – 5 tundi. Hapnikuga rikastamine toimub surveõhustussüsteemi abil (õhutorustik, toruõhustid, puhurid). Tuleb tagada, et mahutis ei langeks hapnikusisaldus alla 0,8 mg/l.

Protsessi käigus toimub orgaanilise aine lagundamine ja ammoniumlämmastiku nitrifitseerimine. Joonis 1.13 on kujutatud ammoniumi- ja nitraadisalduse muutumist SBR-tsükli eri etappides. Täitmisetapis reovee ammoniumisisaldus tõuseb ning nitraadisaldus langeb. Õhustamisetapis viivad nitrifitseerivad bakterid ammoniumi üle nitraatseks lämmastikuks ning väljavoolu jõuab nitraat. Vastavalt lämmastikuvormide sisaldusele on operaatoritel võimalik seadistada tsükli kestusi, mõõtes vastavaid ühendeid anaeroobses/anoksilises etapis ning õhustamisetapi lõpus. Täitmisetapi lõpus peaks nitraadisaldus võimalikult väike (<1 mg/l) ning õhustamisetapis ammoniumisisaldus nullilähedane olema – kui vaja, tuleb tulemuste põhjal muuta etappide kestust.

Bioloogilise fosforiärastuse käigus seotakse õhustamisetapis fosfaadid tõhustatult aktiivmudasse polüfosfaatidena. Keemiliseks fosforiärastamiseks lisatakse sadestuskemikaali eri etappides, soovitatavalt viimases õhustamisetapis.



Joonis 1.13. Ammooniumi- ning nitraadisalduse muutumine SBR-tsükli jooksul [8].

Settimine

Settimisetapis eraldub puhastatud vesi aktiivmudast ning muda setib mahuti põhja. Selles etapis on kõik seadmed (segurid, puhurid) välja lülitatud ning raskusjõu toimel settiv aktiivmuda tiheneb. Mahuti pindmistes kihtides on siis selginenud heitvesi ning põhjas aktiivmuda. Settimisetapp kestab tavaliselt 1 kuni 1,5 tundi.

Muda settivuse määramiseks on operaatoril võimalik teha 30 minuti settivuskatseid või paigaldada annuspuhastisse pidevmõõtmisega mudakihiandur. Settivuskatsete tegemine on annuspuhastis mõnevõrra keeruline, sest proovi on vaja võtta viimasest õhustusetapist ning proovi võtmiseks ja mudakihi mõõtmiseks jääb vähe aega.

Dekanteerimine

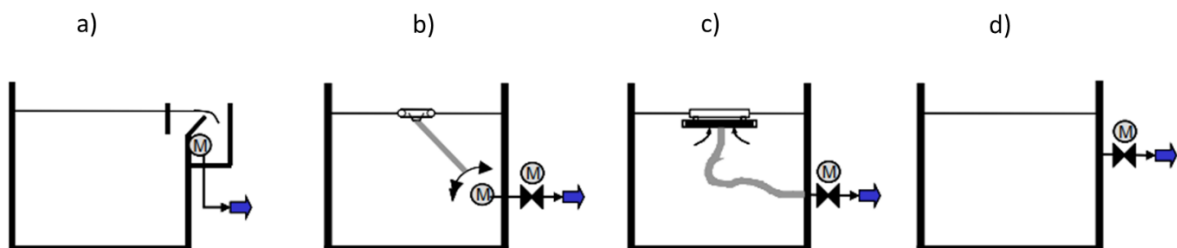
Dekanteerimisetapis juhitakse ära mahuti pinnale kogunenud selginenud heitvesi, kasutades väljavoolu- (dekanter-) seadet. Mahutist kõrvaldatakse niisama palju heitvett kui tsükli alguses protsessi juhiti. Tavapärase dekanterimise kestus on 30–60 minutit. Dekanteerimisel on oluline roll heitvee kvaliteedi tagamisel ning selle kavandamisel tuleb projekteerida lahendus nii, et:

- dekanter saaks töötada minimaalse veetasemega (paigaldamiskõrgusega);
- seade saaks töötada nii püst- kui ka rõhtasendis (kohaneks muutliku veetasemega);
- sissevoolukiirus oleks väike ja ühtlane ning dekanterimisetapp võimalikult lühikene;
- dekantris oleks veevahetus (tavapäraselt 10–50% mahuti ruumalast) võimalikult kiire;
- ujupraht ei jõuaks äravoolutorustikku;
- aktiivmuda ei satuks õhustamis-/segamisetapis äravoolutorustikku;
- aktiivmuda ei pääseks dekanterimise lõpus äravoolutorustikku, st et dekantri ja mudataseme vahe peab alati olema vähemalt $0,15 H_{SBR}$ (0,4 m);
- lahendus arvestaks ilmastikuolusid, sh külmumisohtu;
- hooldustöid peab saama teha ka täis mahuti korral.

Heitvee dekanterimiseks kasutatakse peamiselt veepinnal ujuvat või paikset dekantrit. Ujuval dekantril on see eelis, et see võimaldab paindlikumalt reguleerida heitvee vooluhulka. Dekantersüsteeme on neljasuguseid (joonis 7.14):

- ülevoolu põhimõttel töötav süsteem (joonis 7.14a), mis võimaldab mahutist kõrvaldada heitvett vaid teatud piirini (väljavahetatava vee maht on väike ning kogust ei ole võimalik muuta). Ujuprahi peatamiseks on vaja veepinnale rajada täiendav seinlahendus;

- fikseeritud kõrgusega töötav süsteem (joonis 7.14b), milles heitvesi kõrvaldatakse dekantrit üles ja alla liigutades. Töö lõpetanud dekanter paikneb ülalpool veetaset ning selle asendit reguleeritakse tugitalade või vintsi abil;
- veepinnal ujuv dekanter (joonis 7.14c) – vertikaalsetel ja horisontaalsetel juhtsiinidel veepinnal ujuv suletava klappiga seade, mis on ühendatud tühjendustoru või -lõdvikuga. Väljavooluetapi rakendumisel klapp avaneb ning reovesi voolab sisse. Teiste etappide ajal peab see klapp olema kinni, et muda sissevoolutorustikku ei pääseks. Lõdvikuga süsteemil peab olema sulgemehhanism kahel pool (dekantri klapp ning väljavoolusiiber), et vältida õhu sattumist torustikku või painduva lõdviku pinnale kerkimist. Väljavoolu lõppedes sulgub selleks esmalt väljavoolusiiber ja seejärel dekantri klapp.
- kindlale kõrgusele fikseeritud dekanterisüsteem (joonis 7.14d), milles heitvesi kõrvaldatakse seinavaa kaudu, mille avatust reguleeritakse siibri abil. Süsteemi puudus on muda väljakandumise oht, sest veetasemete erinevuse tõttu ei ole võimalik tagada väikest voolukiirust.



Joonis 1.14. Dekanterisüsteemid [8]

Tsükli lõpus, pärast heitvee ärajuhtimist, kõrvaldatakse annuspuhasti põhjast liigmuda, jättes alles nii palju, kui on vaja järgmise reoveeannuse puhastamiseks. Liigmuda võib kõrvaldada ka reaktsioonietapis (denitrifikatsioon/nitrifikatsioon), kuid siis tuleb arvesta, et settes on kaks korda vähem kuivainet, mistõttu selle pumpamise aeg on kaks korda pikem.

Paus

Pausietapp on täitmisetapi ning väljavooluetapi vaheline valikuline etapp, mille jooksul annuspuhasti on ooterežiimis. See etapp rakendub näiteks väikese reoveehulga korral või kui on vaja reguleerida mitme SBR-mahuti töötüsikleid.

1.9.2 Annuspuhastit iseloomustavad tegurid

Protsessi tsükli määramine

Annuspuhasti etappide ajalised väärtused tuleb kindlaks teha nii kuiva kui ka märjale ilma jaoks. Tsükli ajaline jaotus on järgmine:

- t_z – ühe tsükli kogukestus (h);
- t_R – reageerimisaeg (nitrifikatsiooni + denitrifikatsiooni aeg kokku) (h);
- $t_{\text{Bio-P}}$ – bioloogilisele fosforiärastusele kuluv aeg (h);
- t_N – õhustamise kestus (h);
- t_D – denitrifikatsiooni kestus (h);
- t_{Set} – seadmisele kuluv aeg (h);
- t_{vv} – heitvee dekanteerimisele kuluv aeg (h);
- t_{paus} – tsüklite vaheline paus.

Ühes ööpäevas toimuvate tsüklite arv:

$$m_z = \frac{24}{t_z} (1/d),$$

(7.21)

kus t_z on ühe tsükli kestus (h).

Reaktsiooniaja määramine

Reaktsiooniaeg määratakse aeroobse ning anoksilise etapi summaarse kestusena, millest lahutatakse teiste etappide kestused:

$$t_R = t_z - t_{\text{set}} - t_{\text{vv}} - t_{\text{BioP}} - t_{\text{paus}} \quad (h),$$

(7.22)

$$t_R = t_N + t_D \quad (h),$$

(7.23)

kus t_z on ühe tsükli kogukestus (h); t_{set} – seadmisele kuluv aeg (h), t_{vv} – dekanteerimisele kuluv aeg (h), t_{BioP} – bioloogilisele fosforiärastusele kuluv aeg (h); t_{paus} – pausiaeg (h); t_N – õhustamise aeg, nitrifikatsioon (h); t_D – segamise aeg, denitrifikatsioon (h).

Nitrifikatsiooni- ja denitrifikatsiooniaja määramine

Nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni kestus leitakse kogu reaktsiooniaja korrutamisel denitrifikatsiooni $V_D/(V_N+V_D)$ kindlaksmääratud suhtega (vt jaotist 7).

$$\frac{V_D}{V_N+V_D} = \frac{t_D}{t_N+t_D},$$

(7.24)

kus V_D on läbivoolse puhasti denitrifikatsiooniks kasutatava mahuti ruumala (m^3); V_N – läbivoolse puhasti õhustumahu ruumala (m^3); t_N – annuspuhasti õhustamise kestus (h); t_D – denitrifikatsiooni kestus annuspuhastis (h).

Mudavanus ning vajalik aktiivmuda kogus

Vajaliku muda vanuse valimisel tuleb lähtuda peatükis 7.3.2 kirjeldatust, sõltuvalt puhastamise eesmärgist (nitrifikatsioon, denitrifikatsiooni vajadus) ja temperatuurist. Kuna mudavanuse arvutamisel arvestatakse ainult seda aktiivmudamassi, mis paikneb aeroobses ja anoksilises tingimuses, siis tuleb vajaliku aktiivmuda koguse arvutamisel annuspuhastis võtta arvesse kogutsükli aeg ja selle reaktsiooniaja kestus (reaktsioonietapp):

$$M_{KA,BM} = SRT \cdot SP \cdot \frac{t_Z}{t_R} \text{ (kg)},$$

(7.25)

kus $M_{KA,BM}$ on aktiivmuda mass annuspuhastis reaktsiooni ajal, SRT – aktiivmuda vanus, SP – mudateke, t_Z – kogu tsükli ja t_R – reaktsioonietapi kestus. Mudateke arvutatakse nii, nagu kirjeldatud peatükis 7.7.

Annuspuhasti minimaalne maht

Valemiga 7.25 leitud aktiivmuda kogust on vaja puhastusprotsessis hoida, et valitud tsükli pikkuse ja reaktsiooniaja kestusega tagada muda vanus. Seega kehtib ka annuspuhasti mahuti minimaalse taseme korral seos:

$$M_{KA,BM} = n \cdot V_{SBR,min} \cdot X_{KA,BM,min} \text{ (kg)},$$

(7.26)

kus n on annuspuhastite arv, $V_{SBR,min}$ – ühe annuspuhasti minimaalne maht ja $X_{KA,BM,min}$ – aktiivmudasisaldus annuspuhasti minimaalse mahu puhul, mis valitakse nõnda, et väljavooluetapi lõpus oleks tagatud piisav mudakihi kaugus väljavooludekantrist (vt jaotist 7.9.2.4). Aktiivmudasisaldus võib olla oluliselt suurem kui läbivoolusel aktiivmudapuhastil, kuna reoveega täitmisel aktiivmudasisaldus väheneb. Annuspuhasti minimaalne maht on seega:

$$V_{SBR,min} = \frac{M_{KA,BM}}{n \cdot X_{KA,BM,min}} (m^3).$$

(7.27)

Välja vahetava vee hulk ning annuspuhasti maksimaalne maht

Välja vahetatava vee hulk sõltub sissevooluvee hulgast, annuspuhasti mahutite arvust ning tsüklite kestusest. Ühes tsüklis mahutisse juhitud maksimaalne sissevoolumaht:

$$\Delta Q_{SBR,max} = \frac{Q_{max} \cdot t_z}{24 \cdot n} (m^3),$$

(7.28)

kus Q_{max} on maksimaalne ööpäevane vooluhulk (m^3/d); n – SBR-mahutite arv; t_z – tsükli kogukestus (h).

Annuspuhasti kogumaht leitakse minimaalse vajaliku mahu ning vahetatava vee mahu liitmisel:

$$V_{SBR} = V_{SBR,min} + \Delta Q_{SBR,max} (m^3),$$

(7.29)

kus $V_{SBR,min}$ on mahuti minimaalne vajalik maht (m^3); $\Delta Q_{SBR,max}$ – ühes tsüklis mahutisse juhitava vee maksimaalne maht (m^3).

Annuspuhastustsükli veemahu vahetus:

$$\eta_A = 1 - \frac{V_{SBR,min}}{V_{SBR}},$$

(7.30)

kus $V_{SBR,min}$ on mahuti maht pärast dekanteerimisetapi lõppu (m^3) ja V_{SBR} – mahuti maksimaalne maht (m^3).

Väljavahetava vee maht peab täitma tingimust:

$$\eta_A = \frac{Q_{max}}{24} \cdot \frac{t_z}{n \cdot V_{SBR}},$$

(7.31)

kus Q_{max} on maksimaalne vooluhulk (m^3/d); t_z – tsükli kogukestus (h), n – SBR-mahutite arv ja V_{SBR} – mahuti maksimaalne maht (m^3).

Üle poole veemahu väljavahetamine ei ole soovitatav.

Aktiivmuda settimine ning väljavahetava veemahu suhte kontroll

Settimisetapis on oluline kontrollida mahutis oleva mudakihi kõrgust, et vältida muda kandumist väljavoolu. Oluline on hoida puhastusprotsessis sobivat hulka muda. Settimisetapi lõpus peab selginenud vett olema vähemalt 15% kogu annuspuhasti mahust. Täidetud peab olema tingimus:

$$H_{SBR,VV,algus} \geq 0,15 \cdot H_{v,0} \quad (m),$$

(7.32)

kus $H_{SBR,VV,algus}$ on selginenud veesamba paksus settimisetapi lõpus (ehk uue tsükli alguses) (m) ja $H_{v,0}$ annuspuhasti veetase settimisetapi alguses (m).

Väljavoolamise lõpus peab selgitud vee osa ($H_{SBR,VV,lõpp}$) olema vähemalt 0,4 meetrit väljavooluseadme avast (see seade võib dekanteerida ka altpoolt veetasest), et juba settinud muda veevooluga kaasa ei läheks.

Selginenud veekihi paksuse (H_m) leidmiseks on vaja teada mudakihi taseme muutumist ajas. Muutumiskõver ei sõltu üksnes muda settimisomadustest, vaid ka mahuti geomeetriast (esialgselt veetasemest mahutis $H_{v,0}$):

$$H_m = H_{v,0} \cdot \left[h_{m,e} + (1 - h_{m,e}) \cdot e^{-a \cdot (t - t_{flock})} \right] \quad (m),$$

(7.33)

kus $H_{v,0}$ on veetase väljavooluetapi alguses (m); $h_{m,e}$ – mudakihi osakaal kogu veesamba kõrguses enne muda tihenemist (m); a – algkiiruse parandustegur (1/h); t_{flock} – flokulatsiooniaeg (h) ja t – aeg pärast settimisetapi algust.

Settimiskõver läheneb lõppväärtusele, millest edasi muda tiheneb väga aeglaselt (survesettimine – vt jaotist 15). Annuspuhasti arvutamisel eeldatakse, et lõppmudakihi suhteline paksus enne üleminekut survesettimisele ei vähene rohkem kui tavapärase 30-minutilise katse ajal. Mudakihi suhteline osakaal on seega:

$$h_{m,e} = \frac{X_{KA,BM} \cdot SVI}{1000} \quad (-),$$

(7.34)

kus $X_{KA,BM}$ on reaktori aktiivmudasisaldus täitmismahu V_R korral (kg/m^3) ja SVI – mudaindeks (l/kg).

Enne settimise algust on vaja anda täiendavat rahunemisaega, mille jooksul mudaosakesed flokuleeruvad ning pärast mida muda hakkab pärast õhustuse väljalülitamist settima. Rahunemisajaks t_{Flok} loetakse kogemuslikult 10 min (0,17 h).

Settimise algkiirus pärast flokuleerimist:

$$v_{S,0} = \frac{725}{SV-100} \left(\frac{m}{h}\right), \quad (7.35)$$

kus SV on 30 minuti settimiskatsel saadud väärtus (l/m³).

Mudataseme ajategur:

$$a = \frac{v_{S,0}}{H_{v,0} \cdot (1-h_{m,e})} \left(\frac{m}{h}\right), \quad (7.36)$$

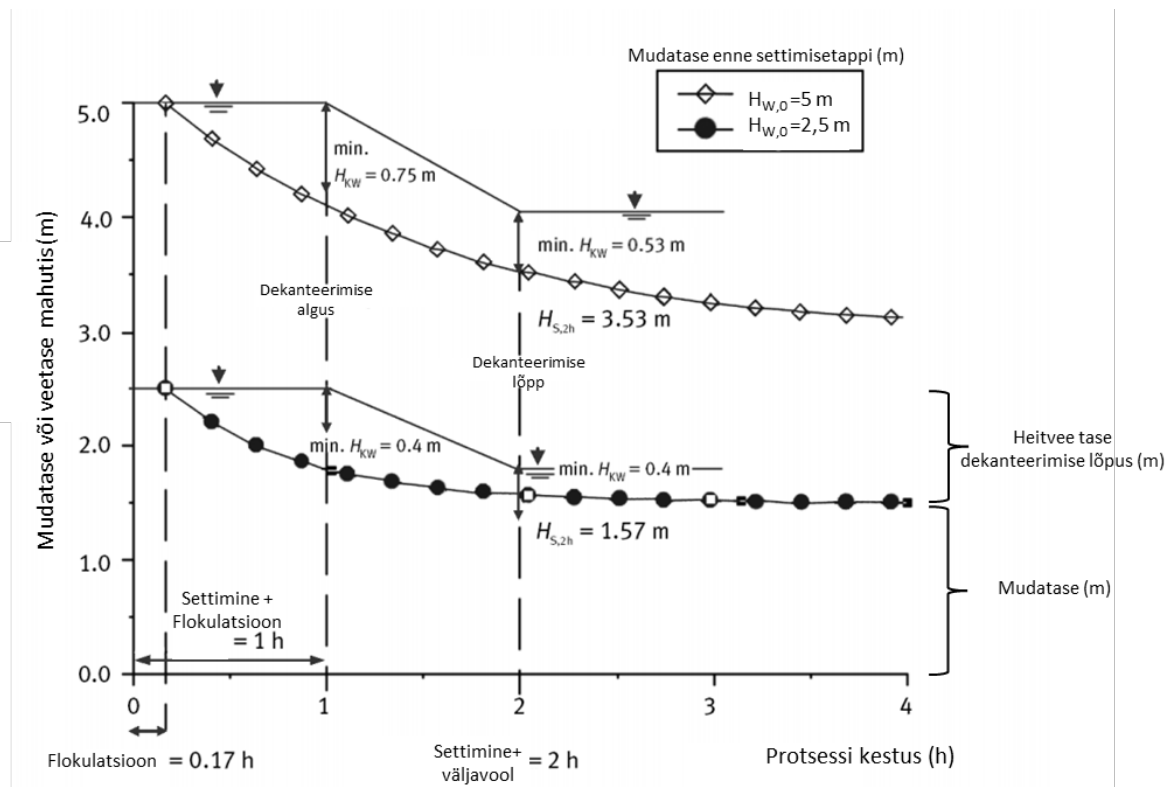
kus $v_{s,0}$ on muda settimiskiirus settimisprotsessi alguses (m/h); $H_{v,0}$ – veetase enne dekanteerimisetapi algust (m) ja $h_{m,e}$ – muda suhteline osakaal.

Kui tasemed leitud, kontrollitakse üle, kas minimaalne kaugus mudataseme ja väljavooluseadme ava vahel on piisav puhastusprotsessi toimimiseks – väljavoolu alguses $0,15 \cdot H_v$ ja lõpus 0,4 m. Joonisel 7.16 on kujutatud kaks näitliku settimiskõverat (SV = 600 ml/l), kus on näha, millise tasemeni võib mahutites mudavaip settida ning millal settimine stabiliseerub. Settimiskõvera muutumises ajas on näha sõltuvus algsest veetasemest. Seetõttu on vaja arvutusi teha nii märja kui kuiva ilma vooluhulkade kohta, mille puhul veetasemed on vastavalt maksimaalsed ning minimaalsed.

Õhuvajadus

Hapnikutarbe arvutust on käsitletud jaotises 7.8. Et annuspuhastis toimub õhustamine kindlas etapis, on puhurite dimensioneerimisel vaja arvestada õhustamise tsüklilisust. Hapnikutarve:

$$OV_d = \frac{1}{1-V_D/(V_N+V_D)} \cdot \frac{1}{m_Z \cdot t_R} \cdot (OU_C - OU_D + OU_N) \left(\frac{mg}{l}\right). \quad (7.37)$$



Joonis 1.16. Mudataseme muutumine ajas ($SV=600 \text{ ml/l}$) [8]

Näidisülesanne

Kasutades jaotise **Error! Reference source not found.** näidisülesandes esitatud koormusandmeid leida annuspuhasti minimaalne vajalik maht täitmistaseme puhul. Kasutuses on kaks paralleelset annuspuhastiliini, milles veesamba sügavus käitustaseme puhul on 4,0 m. Aktiivmuda eeldatav settivusindeks on 120 ml/g.

Lahendus. Annuspuhasti tsükli kestuseks t_z valime 8 tundi, siis toimuvad tsükli etapid iga päev ühel ja samal kellaajal. Nii settimisetapi t_{sed} kui ka väljavooluetapi t_{vv} kestuseks valime 1 tund. Bioloogilist fosforiärastust ei arvesta: $t_{BioP} = 0$ tundi. Annuspuhastustsüklid toimuvad järjestikku, seega pause ei teki ($t_{paus} = 0$ tundi). Reaktsiooniaeg on seega:

$$t_R = t_z - t_{set} - t_{vv} - t_{BioP} - t_{paus} = 8 - 1 - 1 - 0 - 0 = 6 \text{ h.}$$

Puhastis tekib kogumuda SP_d vastavalt KHT-fraktsioonile põhiliselt 66,8 kg/d. Mudavanuseks SRT on arvestatud 20 päeva. Aktiivmuda vajalik mass annuspuhastis (valem 7.25):

$$M_{KA,R} = SRT \cdot SP \cdot \frac{t_z}{t_R} = 20 \cdot 66.8 \cdot \frac{6}{8} = 1002 \text{ kg.}$$

Annuspuhasti aktiivmudasisalduseks minimaalse veetaseme juures valime esialgu 6 g/l. Puhasti minimaalne maht (valem 7.27):

$$V_{min} = \frac{M_{KA,R}}{n \cdot X_{KA,min}} = \frac{1002}{2 \cdot 6} = 83,5 \text{ m}^3.$$

Ühes annuspuhastustsükli välja vahetav veehulk leitakse valemiga 7.28. Et puhastisse jõuab keskmine kuiva aja vooluhulk, tähistame seda alaindeksiga ki:

$$\Delta V_{ki} = \frac{Q_{ki} \cdot t_Z}{24 \cdot n} = \frac{150 \cdot 8}{24 \cdot 2} = 25 \text{ m}^3.$$

Annuspuhasti maht käitustaseme puhul:

$$V_R = V_{min} + \Delta V_{ki} = 83,5 + 25 = 108,5 \text{ m}^3.$$

Annuspuhastustsükli veevahetuse osakaalu leiame valemiga 7.30:

$$\varnothing_{A, SBR} = 1 - \frac{V_{min}}{V_R} = 1 - \frac{83,5}{108,5} = 0,23.$$

Väljavahetava vee osakaal jääb alla 0,5, mis on sobivas vahemikus. Vaja on kontrollida, kas muda settimisomadused ning settimisaeg on piisavad. Aktiivmuda osakaal tsoonsettimise lõppemisel annuspuhasti mahutis on leitav valemiga 7.34. Valemis on tundmatu aktiivmudasisaldus käitustaseme puhul $X_{KA,R}$. Minimaalse veetaseme puhul valiti aktiivmudasisalduseks 6 g/l. Reoveega täitmisel võib arvestada, et mudasisaldus väheneb täitmissuhte võrra. Seega on aktiivmudasisaldus pärast täitmist:

$$X_{KA,R} = X_{KA,min} \cdot (1 - \varnothing_A) = 6 \cdot (1 - 0,23) = 4,6 \text{ g/l}.$$

Aktiivmuda 30 min settivusväärtus käitustaseme korral:

$$SV = X_{KA,R} \cdot SVI = 4,6 \cdot 120 = 552 \text{ ml/l}.$$

Aktiivmuda osakaal enne survesettimise algust:

$$h_{m,e} = \frac{X_{KA,R} \cdot SVI}{1000} = \frac{4,6 \cdot 120}{1000} = 0,55.$$

Settimise algkiirus pärast flokuleerimist:

$$v_{S,0} = \frac{725}{SV - 100} = \frac{725}{552 - 100} = 1,6 \frac{\text{m}}{\text{h}}.$$

Mudataseme ajategur:

$$a = \frac{v_{S,0}}{H_{v,0} \cdot (1 - h_{m,e})} = \frac{1,6}{4,0 \cdot (1 - 0,55)} = 0,89 \text{ m/h}.$$

Settimisetapi lõppedes ($t = 1\text{h}$) on mudakihi paksus valemi 7.34 kohaselt:

$$H_m = H_{v,0} \cdot \left[h_{m,e} + (1 - h_{m,e}) \cdot e^{-a \cdot (t - t_{flok})} \right] = 4,0 \cdot \left[0,55 + (1 - 0,55) \cdot e^{-0,89 \cdot (1 - 0,17)} \right] = 3,06 \text{ m.}$$

Mudakihi paksus väljavoolu lõppedes ($t = 2\text{h}$):

$$H_m = H_{v,0} \cdot \left[h_{m,e} + (1 - h_{m,e}) \cdot e^{-a \cdot (t - t_{flok})} \right] = 4,0 \cdot \left[0,55 + (1 - 0,55) \cdot e^{-0,89 \cdot (2 - 0,17)} \right] = 2,55 \text{ m.}$$

Selginenud veekihi paksus settimisetapi lõpus (H_{alg}) on $4 - 3,06 = 0,94 \text{ m} > 0,15 \cdot H_{v,0} = 0,6$, seega on tingimus $H_{alg} \geq 0,15 \cdot H_{v,0}$ täidetud.

Väljavoolu lõppedes on veetase annuspuhastis $H_{v,0} \cdot (1 - \eta_{A,SBR}) = 4 \cdot (1 - 0,23) = 3,08 \text{ m}$. Selginenud veekihi paksus settimisetapi lõpus ($H_{lõpp}$) on $3,08 - 2,55 = 0,53 \text{ m} > 0,4$, seega on tingimus $H_{lõpp} \geq 0,4$ täidetud.

1.9.3 Annuspuhasti käitamine

Ühtlase reoveepuhastusprotsessi tagamiseks on oluline pidevalt jälgida protsessi näitajaid ning vastavalt vajadusele teha muudatusi. Käitamine lihtsustamiseks on võimalik seada annuspuhastisse mitmesuguseid andureid, mis näitavad ammooniumi- ja nitraadisisaldust, pH-d, redokspotentsiaali ning hapnikusisaldust, hägusust ja mudakihi paksust. Redokspotentsiaaliandur võimaldab hinnata protsessi toimivust, mille positiivse või negatiivse väärtuse põhjal on võimalik teada saada, milline protsess parasjagu toimub (anaeroobsed/anoksilised tingimused -50 kuni $+50 \text{ mV}$, aeroobsed tingimused $+100$ kuni $+350 \text{ mV}$ ning bioloogiline fosforiärastus $+25$ kuni $+250 \text{ mV}$).

Puhastusprotsessi muutmiseks on oluline annuspuhasti automaatika ning selle seadistamisvõimalused:

- võimalus muuta töösükleid, näiteks hüdrauliliste tippkoormuste korral kiiremale tsüklile automaatselt üle minna;
- võimalus tsükleid automaatselt üksteise suhtes nihutada (võldib paralleelliniide üheaegset käivitumist);
- muuta tsükli etappide kestust, tasemeid ja järjestust;
- muuta süsinikuallika, sadestuskemikaalide ja flokulantide annustamist (algusaeg, kestus, etapp);

- juhtida õhustussüsteemi vastavalt hapnikuanduritelt saadavale informatsioonile ning muudetavatele seadistusväärtustele;
- juhtida seadmete töö- ja pausiaega.

Tõhusa puhastusprotsessi toimimiseks ja aktiivmudakoosluse saavutamiseks tuleb:

- jälgida, et ühtlustusmahutist ei tekiks ülevoolu (lühendada puhastusetappide tsüklite kestust või suurendada ühes tsüklis käideldava reovee hulka tõstes või alandades täitmis- või tühjendustaset);
- lämmastikuärastuse hindamiseks analüüsida lämmastiku vorme anoksilise ja aeroobse tsükli lõppedes (aeroobse tsükli lõpus peab lämmastiku peamine vorm olema nitraatlämmastik, anoksilise tsükli lõpus ammooniumlämmastik). Sõltuvalt tulemusest pikendada või lühendada etapi kestust (nt nitraatlämmastiku esinemisel pikendada denitrifikatsioonietappi);
- tõhustatud fosforiärastuse toimivuse kontrollimiseks (kõrge väärtuse korral pikendada täitmisetappi) tuleb fosforisisaldust analüüsida ning vajadusel annustada sadestuskemikaale;
- õhustusetapi lõpus (reovesi täielikult segunenud) võtta proovid muda kuivainesisalduse ja mudamassi määramiseks;
- kontrollida hapnikusisaldust (kui väljavooluvee lämmastikusisaldus on suur, nitrifikatsioon protsessis ei toimi);
- kontrollida mahutis oleva suspensiooni kuivainesisaldust (mudaannust), mis peaks jääma vahemikku 4–6 g/l (1000 ml mahuga silindris pärast 30 minutist settimist 400–600 ml). Proovi võtmisel on oluline, et see võetaks maksimaalse taseme juures ning mahuti sisu oleks täielikult läbi segatud. Kui kuivainesisaldus on väiksem, tuleb vähendada protsessist kõrvaldatava liigmuda kogust ning kui suurem, siis suurendada;
- jälgida mudavaiba kõrgust – juhul kui väljavoolu lõpus on näha muda väljakandumist, tuleb kõrvaldada rohkem liigmuda või alandada tühjendamistaset;
- jälgida, kas õhustamisetapis dekanteerimise alguses väljuv heitvesi on heljumivaba ning kui mitte, kontrollida dekanterseadet, et muda ei satuks tühjendustorustikku;
- kontrollida, kas vesi õhustamisetapis kihiseb ühtlaselt terve mahuti ulatuses. Kui kuskil on näha suuremaid mulle, kontrollida õhustuselementide seisundit ning kui õhustamist ei toimu, tühjendada õhustuselemendid kondensveest (avada õhustuselemendiplokkide käsisiibrid).