

16 Reovee järelpuhastus

Egge Haiba, Erki Lember, Pille Kängsepp, Mart Taklai, Enn Tõnisberg, Vallo Kõrgmaa

16.1 Järelpuhastuse eesmärgid ja ülesanded

Järelpuhastuseks (ingl *post-treatment*) nimetatakse põhipuhastusele järgnevat protsessi, mis toimub enamasti pärast järelsetitamist. Muutused keskkonnanõuetes ja kasvav vajadus vee taaskasutamise järele nõuavad reovee üha põhjalikumat puhastamist. Selleks rakendatakse üha tõhusamaid mooduseid mikrosaasteainete kõrvaldamiseks reoveepuhastites või nende reovette sattumise piiramiseks. Mõnel puhastil on fosfori piirmäärad heitvees muutunud nii rangeks, et isegi keemilise puhastusega ei suudeta neid täita. Varasemalt on teada, et osa fosforist seotakse biomassi, ent kui heljum jõuab väljavoolu, siis heitvee fosforisisaldus kohe suureneb. Reoveepuhastussüsteemidele on lisakoormust tekitanud tänapäevased mikrosaasteained, nagu raskmetallid, keemilised ühendid, ravimijäägid ja mürgised ained, mida on veest keeruline kõrvaldada. Traditsioonilised, nüüdisaegsele tehnikatasemele vastavad reoveepuhastusjaamad suudavad kõrvaldada ainult selliseid mikrosaasteaineid, mis on kergesti biolagundatavad ja/või aktiivmudas absorbeeruvad, ülejäänud ühendid (nt ravimijäägid) läbivad puhastusprotsessi nõnda, et nende hulk oluliselt ei vähene. Seetõttu on üha rohkem reoveepuhasteid kasutusele võtnud reovee süvapuhastustehnoloogiad nagu osoneerimise või pulbrilise ja granuleeritud aktiivsöe kasutamise [1]. Puhta vee (joogivee või taaskasutusvee) vajaduse suurenemisega ja veekvaliteedi piirmäärade karmistumisega on ka reovee järelpuhastusse lisandunud reovee desinfitseerimine näiteks osooni, UV ja klooriga. Osooni kasutatakse nii süvaoksüdatsiooniks (nt ravimijääkide kõrvaldamiseks) kui ka desinfitseerimiseks. Kõige lihtsam järelpuhastusmeetod on filtratsioon, milleks kasutatakse nii teralisi, kangas- kui ka ketasfiltreid.

Järelpuhastuse vajadus tekib, kui kasutusel olev tehnoloogia ei suuda heitvett nõutele vastavaks muuta, mistõttu on vaja täiendavat puhastusetappi. Põhjuseks võib olla ka:

- koormuse suurenemine (nt reoveekogumisala laienemise tõttu);
- tööstusreovee osakaalu suurenemine;
- tundlike veekogude eutrofeerumise piiramiseks on vaja vähendada heitvee toitainesisaldust;
- uute probleemsete ainete (nt ravimijääkide) ilmumine reovette.

Peamised järelpuhastusmeetodid (tehnoloogiad) on:

- bioloogiline looduslik järelpuhastus (nt pinnasfiltrites, biotiikides);

- füüsikalise-keemilised meetodid (nt keemiline fosforisadestus, flokulatsioon, flotatsioon);
- filtreerimine (erinevad lahendused);
- adsorbtsioon aktiivsöele;
- desinfitseerimine (keemiline, osoneerimine, UV-kiiritus).

Nende reoveepuhastusprotsesside abil, kas eraldi või kombineerituna, on võimalik peaaegu igasugune reostus kontrolli alla saada ning puhasti heitvett kasutada tööstuses, põllumajanduses või isegi joogivee saamiseks.

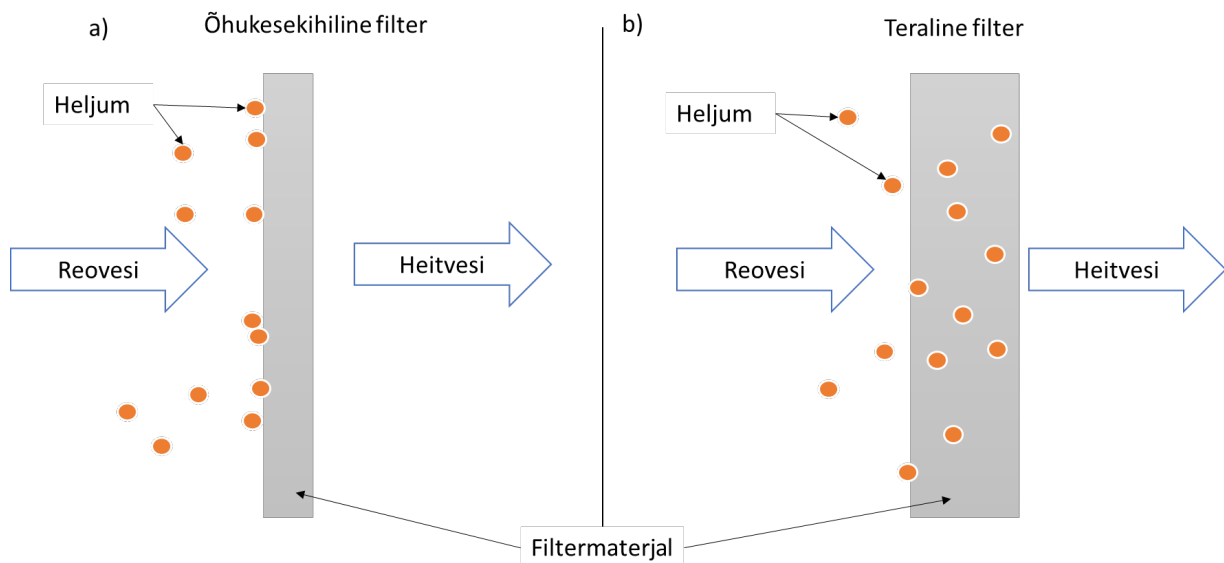
16.2 Filtrimine

Filtrimiseks nimetatakse lahustumata lisandeid sisaldava vedeliku (gaasi) juhtimist läbi filtermaterjali, mille peale või sisse tahked osakesed pidama jäävad. Vastavaid seadmeid nimetatakse **filtriteks**.

Reoveepuhastuses on võimalik reovee reostusastet järelpuhastusetapis oluliselt vähendada mitmesuguste liivfiltrimismeetoditega, mis jagunevad kiireks filtratsiooniks (ingl *rapid sand filtration*, RSF) ja aeglaseks filtratsiooniks (ingl *slow sand filtration*, SSF), ning mikrofiltratsiooni, ultrafiltratsiooni, ja ketas- ja kangasfiltrite abil.

Sõltuvalt filtrivast materjalist jagunevad filtrid kahte rühma – *õhukesekihilised filtrid* (kiled, kangad, poorsed plaadid, tihedad võrgud), ning *teralise filtrid*, milles filtrivaks materjaliks on teralise puistmaterjali (kvartsi, antratsiidi, aktiivsöe, mitmesuguste looduslikku ning sünteetilist päritolu teraliste materjalide) kiht. Õhukesekihilistes filtrites (joonis 16.1, a) leiab aset *kilefiltratsioon*, mille puhul vees olevad osakesed peetakse kinni filtrikihi peal, moodustades täiendava või isegi peamise filtriva kihi ning kus filtrival materjalil on vaid seda kihti hoidev funktsioon. Teralistes filtrites (joonis 16.1, b) toimub põhiliselt *mahtfiltratsioon*, milles erineva suurusega koagulandihelbed koos nende küljes olevate jämedisperssete ja kolloidosakestega peetakse kinni filterkihi poorides [2].

Millist filtersüsteemi rajada, oleneb reovee iseloomust, nõuetest puhastatud veele ja mõnevõrra ka reovee vooluhulgast. Parima tulemuse annab pöördosmoos, järgnevad adsorbtsioonfiltrid, liivfiltrid ja ketasfiltrid. Esimesed võimaldavad puhastamist ionide tasemel, mehaaniliste osiste kõrvaldamiseks piisab kahest viimasest. Liivfilter võib anda parema puhastustulemuse, kuid väga suurtes reoveepuhastites (nt Tartus, Viimsis) kasutatakse tänapäeval pigem ketasfiltrid.



Joonis 16.1. Õhukesekihilises filtris (a) peetakse vees olevad osakesed kinni filterkihi peal, teralises filtris (b) filterkihi sisemuses olevates poorides

16.2.1 Teralised filtrid

Teralise filtratsiooni puhul kasutatakse filtrina mitmesuguseid teralisi või granuleeritud mineraalseid materjale (nt liiv, peenestatud kivimid, koks, peenestatud keraamika, metallipuru, aktiivsüsi). Teralist filtratsiooni, peamiselt aeglase ja keskmise kiirusega filtreerimist kasutatakse veekäitluses juba ammu. Reoveepuhastuses rakendati parema järelpuhastustulemuse saavutamiseks teralist filtratsiooni 20. sajandi lõpus, et vähendada heitvee heljumi ja orgaanilise aine, aga ka fosfori sisaldust.

Teraliste filtrite puhul on välja töötatud mitmesuguseid lahendusi: ühe-, kahe- ja mitmekihilisi filtreid, kusjuures filtri eri kihtides kasutatakse erinevaid materjale ja fraktsioone. Filtrid erinevad ka filterkihi paksuse poolest. Kiirfiltrites on see õhem ja vajab tihedamat läbipesu, paksema filterkihi akumulatsioonivõime on suurem ja läbipesu harvem). Filtrid erinevad ka vee liikumissuuna poolest (alla- ja ülesvoolufiltrid). Peale selle liigitatakse filtreid vedelikku liikuma paneva jõu alusel gravitatsioonilisteks ja survefiltriteks. Filtrimise kulgu mõjutavad mitmed tegurid, nagu filtermaterjali terasuurus ja kihi paksus, pinnakoormus (vee kogus filtri pinnaühikule), temperatuur, kõrvaldatavate osakeste suurus ning rohkus. Osakeste kõrvaldamine ei ole pelk mehaaniline sõelumine, vaid ka nende keemiline sidumine ehk eriaadsorbtsioon filterkeha ja osakeste vahelise elektrostaatilisest vastasmõju toimele.

Enamasti järgnevad filtrid reovee järelsetitamisele, sageli kombineeritakse neid ka keemilise sadestamisega (flokulatsiooniga, vt ka jaotist 5.5). Kiire filtratsiooni (RSF) protsessis annustatakse

koagulant tavaliselt liivfiltri ette ning flokulatsioon ja tahkete ainete eraldumine toimub filterkihi sees. RSF-protsessi on edukalt kasutatud ka mehaanilise filtrina ilma koagulandi annustamiseta.

Filtrimisprotsess

Filtrimisprotsess jaguneb kahte etappi: filtrimine ning filterkeskkonna puhastamine ja taastamine (tagasipesu). Filtrimisfaas filtri tüübist üldjoontes ei sõltu, kuid puhastusprotsessi korraldamiseks on erinevaid võimalusi. Poolkestva filtrimise puhul lastakse vesi läbi filterkihi seni, kuni filtri takistus (survekadu) kasvab või vee kvaliteet halvenema hakkab ning filtrimine peatatakse ja filterkiht pestakse õhu ja/või veega läbi, et kõrvaldada sellesse kogunenud tahked osised (heljum). Pideva filtrimisrežiimiga filtrites toimub filtrimine ja filtri puhastamine samaaegselt (pidevalt). Filtritud vesi kogutakse kokku ja juhitakse äravoolusüsteemi, tagasipesuvesi läheb taaskasutamiseks puhastusprotsessi.

Filterkihis toimivad reovee puhastamisel mitmesugused protsessid: tahkete osade settimine, osakeste liitumine ja haakumine filtermaterjaliga, adhesioon (molekulaarjõudude põhjustatud seos eri faaside või kehade kokkupuutepindade vahel) ja adsorptsioon (lahuse koostisosade koondumine tahke aine või vedeliku pinnale füüsikaliste või keemiliste sidemete toimele). Võimalik on ka teatav bioloogiline protsess – biokileprotsess, mida on täpsemalt kirjeldatud jaotises 10.

Peamine mehhanism, mis mõjutab heljuvate osakeste kõrvaldamist filtrimisprotsessi ajal, on kurnamine (filtrimine), s.o filtrimiskeskonna pooridest suuremate osakeste mehaaniline kinnipidamine. Filtrimist kontrollib peamiselt filtriterade suurus ja filtri ummistumise määr (nt heljumi kogunemine või mikrofloora kasv filterkeskkonnas), mida mõjutab ka kõrvaldatavate osakeste suurus. Sadestumise mehhanism põhineb osakeste settimisel filterkihis. Tahkete osakeste kõrvaldamine haakumise teel toimub siis, kui rasked osakesed ei järgi voolu voolujooni ja põrkuvad filtriteradega haakudes nende külge. Adhesioonimehhanism põhineb osakeste kinnitumisel filtermaterjali pinnale, kui vesi filtrist läbi voolab. Kui osake on kokku puutunud filtermaterjali pinnaga või muude filtri keskkonnas olevate osakestega, võib osakesi kinni hoida keemiline või füüsiline adsorptsioon. Adsorptsiooni ulatust mõjutavad mitmed füüsikalised ja keemilised tegurid, sealhulgas filtermaterjali terasuurus ja pinnaomadused, vee voolukiirus ja vees leiduvad ained, pH ning adsorbeeritud materjali pinnaomadused. Adsorptsiooni teel on võimalik siduda ka lahustunud aineid.

Osakeste ja mikroorganismide veest kõrvaldamise tõhusust mõjutavad filtermaterjali terasuurus, eripind ja pinnaomadused (nt pinnalaeng). Tavaliselt on tõhusamad väikese terasuuruse ja suure eripinnaga filtermaterjalid. Suure eripinna positiivne mõju tuleneb sobilike adsorptsioonialade

rohkusest. Väikese terasuurusega filter peab küll kinni väikesi tahkeid osakesi, ent selle ummistumisoht on suur.

Protsessi oluline näitaja on filtrimiskiirus (tüüpiliselt 5–14 m/h), mis määrab filtri vajaliku pindala. Filtrimiskiiruse liigne suurendamine võib halvendada filtri tõhusust ja lühendada selle kasutusiga. Mõne filtritüübi puhul võib osakeste kõrvaldamise tõhusus filtrimiskiirusest vähe oleneda, samas kui mõnda teist tüüpi filtri toime sellest rohkem sõltuda.

Filtrimisprotsessi mõjutab oluliselt käideldava vee tahkete osakeste sisaldus, suurus ja suurusjaotus ning osakeste laeng ja tugevus. Tahked ja kolloidsed osakesed on reeves tavaliselt negatiivse laenguga ja seega tõukuvad ning süsteem on stabiilne. Osakeste suurus on mõni nanomeeter kuni enam kui 100 mikromeetrit. Filtritesse jääb tavaliselt 1–2 µm ja väiksemaid osakesi vähe pidama ning suurem osa neist jääb filtrit läbivasse veevoolu heljuma.

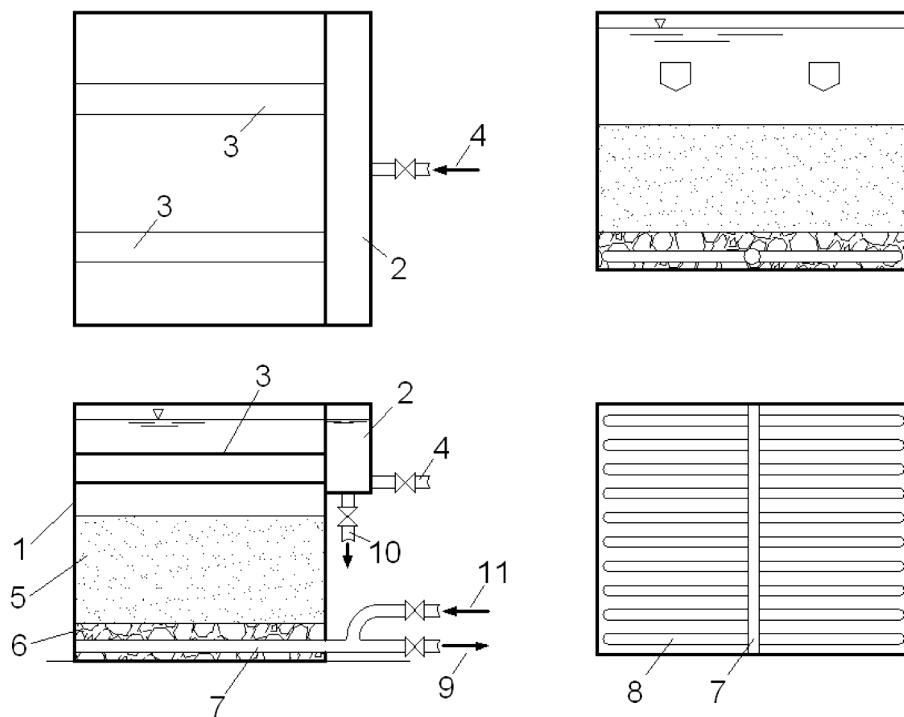
Filtri tõhususe suurendamiseks kasutatakse sageli anorgaanilisi koagulante ja orgaanilisi polümeere. Kemikaalide lisamine põhjustab tahkete ja kolloidosakeste destabiliseerumist ja koaguleerumist (osakeste vaheline elektrostaatiline tõukejõud väheneb), mille tulemusel osakesed agregateeruvad ja peetakse filterkihis kinni. Anorgaanilise koagulandi lisamine võib aidata kaasa ka lahustunud ainete (nt anorgaanilise fosfori) kinnipidamisele. Orgaanilised polümeersed flokulandid seovad suspendeeritud materjale suuremateks agregaatideks ning annavad tekkivatele agregaatidele ja helvestele tugevust. Koagulatsiooni- ja flokulatsiooniprotsessi tõhusust mõjutavad koagulandi annus ja vee pH, kusjuures igal koagulanditüübil on oma optimaalsed protsessitingimused. Koagulandi üleannustamine võib põhjustada filtri ummistumist või väljuva vee hägusust.

Kirjanduse andmetel [3] on kontaktfiltratsiooni pilootkatsetel kiirliivfiltris (RSF) vähenenud mikroorganismide arvukus 90–99% , heljumisisaldus 56–93% (jääk 1–4 mg/l), hägusus 65–87% (jääk 1–2 NTU), üldfosforisisaldus 75–89% (jääk 0,04–0,1 mg/l) ja KHT 34–53% (jääk 18–39 mg/l) ning saavutati >70% suurune UV-läbilaskvus. Töötavatel seadmetel on orgaanilise aine (BHT, KHT) sisaldus vähenenud 30–50%, heljumi- ja üldfosforisisaldus 70–75% ning mikroorganismide (*E.coli* ja fekaalsed streptokokid) sisaldus 20–70%. Rauasoolapõhise koagulandi kasutamine on andnud veelgi paremaid tulemusi: orgaanilise aine (BHT, KHT) sisaldus vähenes 40–60%, heljumi ja üldfosfori sisaldus 90% ning mikroorganismide hulk vähenes 80–99%.

Teraliste filtrite lahendus

Gravitatsiooniline kiirfilter on kahe- või enamakihiline. Maksimaalne filtrimiskiirus 10 m/h (10 m³/(m² · h), määratakse päeva tippvooluhulga (Q_{h-max}) järgi puhtas filtris, s.o kohe pärast pesutsükli.

Filtreid peaks olema paralleeltöös vähemalt kaks. Süsteem olgu dimensioneeritud nii, et juhul kui mõni filtritest on välja lülitatud, ei ületaks töötavate filtrite koormus lubatud ($10 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$). Filtrit katva veekihi sügavus peab olema vähemalt 1 m ning vesi peab jagunema ühtlaselt filtri pinnale. Filtrisse sisenev vesi ei tohi rikkuda pealmise filterkihi struktuuri. Veekogumisrennid peavad katma filtri pinna ühtlaselt ning kõik rennid teenindama ühesuurust pindala. Gravitatsioonilise filtri põhimõtteline lahendus on kujutatud joonisel 16.2.



Joonis 16.2. Ühekihilise gravitatsioonilise ülalt alla filtriva, kandekihi, vesiuhutava ning suure takistusega drenaažisüsteemiga kiirfiltri skeem: 1 – filtribassein, 2 – sissevooluvee jaotuskanal (uhtevee kogumiskanal), 3 – sissevooluvee jaotusrennid (uhtevee kogumisrennid), 4 – sissevoolutorustik, 5 – filterkiht, 6 – kandekiht, 7 – filtraadi kogumistorustik (uhtevee jaotustorustik), 8 – perforeeritud filtraadikogumistorustik (uhtevee jaotustorustik), 9 – filtraadi väljavoolutorustik, 10 – uhtevee äravoolutorustik, 11 – uhtevee sissevoolutorustik [2]

Filterkihi all paikneb kruusast või graniitkillustikust kandekiht (joonis 16.2, 6), mille ülesanne on vältida filtriva materjali terade sattumist kogumistorustikku ning jaotada uhtevesi võimalikult ühtlaselt filtri pinnale. Kasutatakse ka kandekihita filtreid, millel on perforeeritud kogumistorustiku asemel pilupõhi (joonis 16.4) ja/või pilukuplid (joonis 16.3), mille pilude laius on 0,1 mm või väiksem kui filterkihi minimaalne teraläbimõõt, tavaliselt 0,3–0,4 mm. Pilukupleid valmistatakse plastist või terasest ning ühendatakse keermega kas filtri kahekordse põhjaga või jaotustorustiku külge. Pilukuplid võimaldavad jaotada uhtevett ühtlaselt filtri pinnale, vähendada teralise täitematerjali kihi kogupaksust filtris ning kandekihi terade paigalt nihkumise ohtu.



Joonis 16.3. Pilukuplite tüüpe [4]



Joonis 16.4. Terasest pilukuplid terasest jaotustorustikul [5]

Kontaktseelid, kontaktfiltrid ja mitmekihilised filtrid

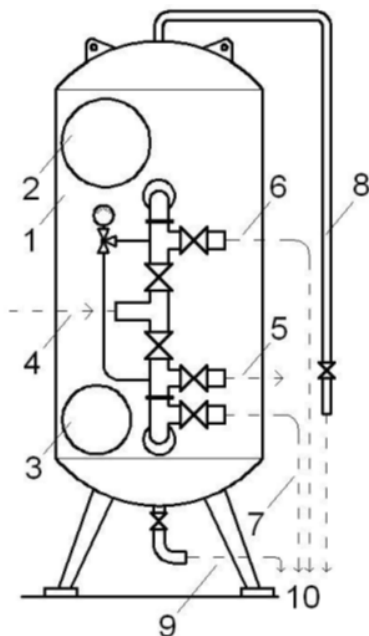
Kontaktseeliks nimetatakse ühekihilise täitega kiirfiltrit, milles vesi liigub alt üles, s.o filtrimine toimub väheneva terajämeduse suunas. Rakendatakse kontaktkoagulatsiooni, s.o vee koaguleerimist vahetult enne selle juhtimist filtritäitesse. Filtri uhtmise järel teraline materjal kihistub, s.o jämedam materjal setib alumisse ja peenem ülemisse kihti ning alt üles filtrimine toimub väheneva terajämeduse suunas. See lubab filterkihi võimalusi täielikumalt ära kasutada ja filtrida suurema heljumisisaldusega vett, kartmata filtri kiiret ummistumist. Suure puhastusefekti saavutamise tingimus on kontaktkoagulatsioon. Kontaktseelitis töötükli jooksul kinni peetav heljumimass (filtri mudamahtuvus) on suurem kui tavalises kiirfiltris. Dünaamilise püsivuse tagamiseks ei ole filtratsioonikiirus kontaktseelites tavaliselt suurem kui 4–6 m/h.

Kontaktfiltrites toimub filtrimine ülalt alla, mis eeldab mitmekihilise, erinevatest materjalidest täitematerjali kasutamist. Tavaliselt on täide vähemalt kolmekihiline: kõige all peeneteraline ja suure tihedusega materjal (nt peenestatud basalt), selle peal suurema terajämedusega väiksema tihedusega materjal (nt kvartslüüv) ning kõige peal veelgi suurema teraläbimõõdu ja vähima tihedusega materjal (nt aktiivsüsi).

Levinud on *kahe- või mitmekihilised filtrid* (kvartslüiv + antratsiit või aktiivsüsi), mida kasutatakse ülalt alla filtrimise korral filtri töötusükli pikendamiseks.

Survefiltrid

Väiksemates puhastites, tootmisvee ning suure soolasisaldusega talvise sademevee puhastamisel on levinud survefiltrid. Need on silindrilised, metallist või plastist mahutid hermeetiliselt suletavate luukidega filtermaterjali sisse- ja väljalaadimiseks. Filtrid on varustatud nende töö ja uhtumise jaoks vajalike seadmete ja kommunikatsioonidega. Enamasti vertikaalseid survefiltreid (joonis 16.5) valmistatakse seeriakaupa silindri läbimõõduga kuni 3 m. Kuna filtri jõudlus oleneb filtratsioonipinnast, kasutatakse toodangu suurendamiseks mõnikord ka horisontaalseid survefiltreid.



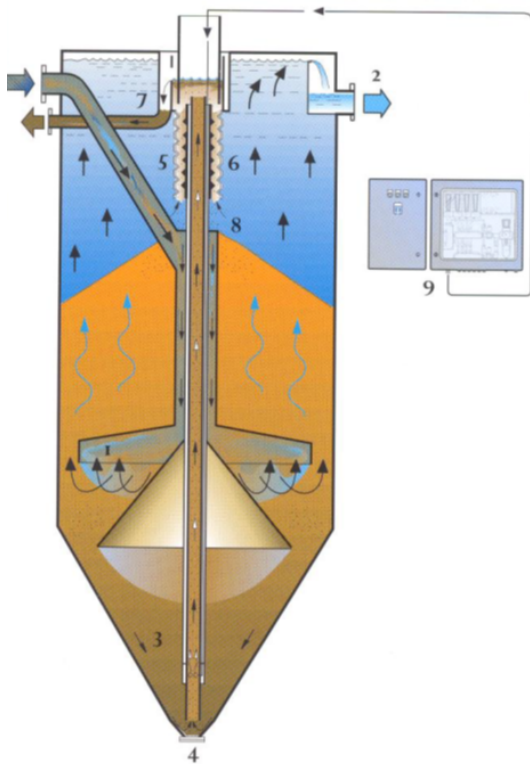
Joonis 16.5. Vertikaalse survefiltri skeem: 1 – silindriline mahuti, 2 ja 3 – luuk, 4 – toor- ja uhtvee sissevool, 5 – filtraadi väljavool, 6 – uhtvee äravool, 7 – nn esimese filtraadi äravool, 8 – õhualdustoru, 9 – tühjendustoru, 10 – äravoolud kanalisatsiooni [2]

Filtritäite pideva uhtmisega lahendused

Tüüpiliste kiirfiltrite töörežiim on perioodiline (töötavad uhtmisest uhtmiseni). Mitu firmat on välja töötanud tehnilised lahendused, kus nii filtrimine kui osa filtritäite uhtmine toimuvad üheaegselt. Üks selliseid lahendusi on filter *DynaSand*.

DynaSand-filter (joonis 16.6) on vertikaalse keskkanaliga silindriline mahuti, millesse toorvesi juhatakse keskkanaliga kaudu filterkihi alla ning filtrimine toimub alt üles. Filtritud vesi koguneb ülal asuvate kogumisrennidesse. Keskkanal sees on õhktõstukina toimiv vertikaalne toru, mille alumisse otsa juhatakse suruõhku, mis tekitab seal määrduvad liiva ja vee segu kaasaimemiseks vajaliku rõhurenduse. Torus toimuva turbulentsi tõttu vabaneb teraline materjal pooridesse kogunenud

heljumist, mis juhitakse torustiku 7 kaudu koos teatud koguse veega kanalisatsiooni. Torus olev liiv langeb tänu oma raskusele läbi liivapesuri 5, 6 puhastatult filterkihi peale.



Joonis 16.6. DynaSand-filtri skeem: 1 – keskanali laiend toorvee sissevooluks, 2 – filtraadi väljavool, 3 – kooniline põhi määratud filtermaterjali kogumiseks, 4 – õhktõstuk, 5, 6 – liivapesur, 7 – uhtvee äravool, 8 – pestud liiv filterkihi peal, 9 – juhtimiskilp [6]

DynaSand-filtreid kasutatakse laialdaselt vee selitamiseks ja värvitustamiseks, nitraadiärastuseks jm. Seda filtrimissüsteemi lahendust võib suurema puhastustõhususe saavutamiseks kombineerida kontaktkoagulatsiooniga.

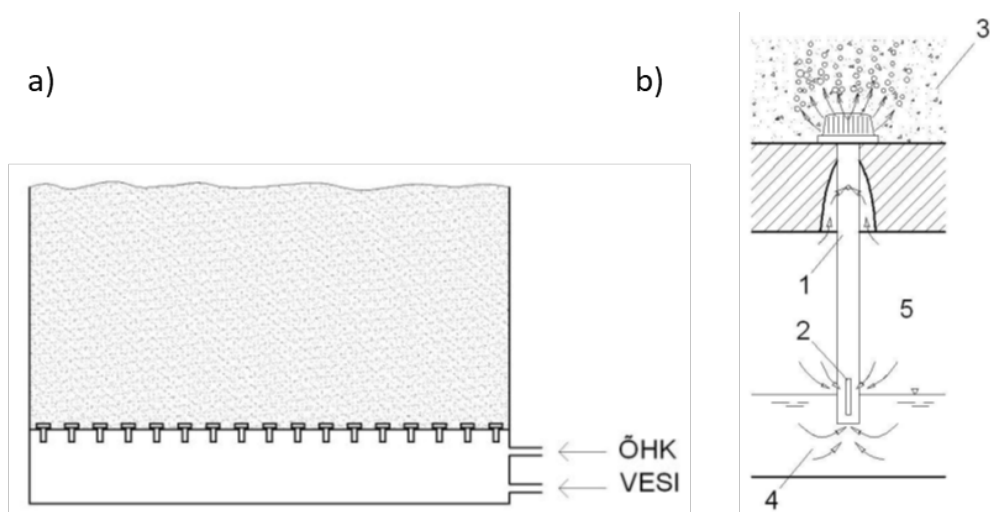
Filtri uhtmine

Filtri vesiuhtmiseks suletakse toorvee pealevool 4 (vt joonist 16.7) ja filtraadi äravool 9 ning avatakse uhtvee äravoolutorustik 10, mille järel filtri pealne veetase langeb rennide 3 servani. Seejärel käivitatakse filtri uhtepump, mis tavaliselt asub 2. astme pumplas või filtriruumis, ning avatakse uhtvee pealevoolutorustikul 11 asuv siiber. Uhtumiseks kasutatakse puhtaveemahutist võetavat filtritud vett. Uhtepumba jõudlus peab olema selline, et *filterkiht paisuks 20–40%*. Sellele vastav *uhtmise intensiivsus* on enamasti 12–18 l/s·m². Selline uhtmine kestab kuni 10 min, mille järel äravoolutorustikus voolava uhtvee omadused vastavad uhtmiseks kasutatava vee omadustele. Kui uhtmine kestab oluliselt kauem, on tavaliselt tegu uhtepumba ebapiisava jõudlusega, mis ei taga filterkihi vajalikku paisumist. Kui uhtmine on lõppenud, suletakse uhtvee pealevool, uhtepump lülitatakse välja, uhtvee äravool filtrist suletakse, toorvee pealevool avatakse ja veetase filtri peal

tõstetakse vajaliku kõrguseni (tavaliselt 1,5–2 m). Seejärel seatakse kiirusregulaatori abil vajalik filtratsioonikiirus ja alustatakse filtri uut töötükkliit. Enamasti eelneb sellele nn *esimese filtraadi* juhtimine kanalisatsiooni, mida on vaja selleks, et vabastada filtri täide välja uhtmata jäänud osakekestest.

Filtri vesi-õhk-uhtmine.

Uhtvee kulu vähendamiseks ja tõhusa uhtmise huvides kasutatakse peale vee ka suruõhku. Selleks paigutatakse filtri põhja vaheldumisi veetorudega suruõhu jaotustorustik või (sagedamini) kasutatakse erilisi “pika varrega” pilukupleid (joonis 16.7b). Esimesel juhul on vaja torukandekihti, pilukuplite korral seda vaja ei ole. Pilukuplil on seest õõnes pikipiluga paksuseinaline vars, mis on keermega ühendatud filtri kahekordse põhjaga (joonis 16.7a). Kahekordse põhja vahele koos veega pumbatav suruõhk koguneb sinna õhukorgina. Kompressori ja uhtepumba rõhke valides on võimalik reguleerida kahekordse põhja vahelist veetaset, tagades vajaliku õhuhulga koos veega kaasaimemise.



Joonis 16.7. a – filtri kahekordse põhjaga ühendatud vesi-õhk-uhtmise pilukuplid, b – vesi-õhk-uhtmise pilukuppel: 1 – toru, 2 – pilu, 3 – filterkiht, 4 – vesi, 5 – õhk [2]

Vesi-õhk-uhtmine toimub kolmes etapis:

- suruõhuga barboteerimine 12 min $15\text{--}20\text{ l/s}\cdot\text{m}^2$;
- üheaegne uhtmine õhu ja veega 4–5 min (õhuga $15\text{--}20\text{ l/s}\cdot\text{m}^2$; veega $6\text{--}8\text{ l/s}\cdot\text{m}^2$);
- uhtmine veega 4–5 min $6\text{--}8\text{ l/s}\cdot\text{m}^2$.

Filtri edukas toimimine sõltub peaaegu täielikult pesust. Korralik pesu peab filtri keha paisutama sel määral, et liivaterad heljuksid tekkinud suspensioonis ja saaksid vabalt pöörelda. Olenevalt filtermaterjalist on selleks vaja 20–50% suurust paisumist. Filtri õigel pesemisel peab arvestama filtermaterjali settimiskiirust, pesuvee voolukiirust, pesemisel tekkivat rõhukadu, täiendavaid

puhastusmeetodeid, pesutsükli kestust ja vajalikku veekogust. Filtri pesemisel tõuseb filtermaterjal ujuvasse olekusse ning setib pärast pesu lõppemist. Settimiskiiruse arvutamiseks kasutatakse Newtoni või Stokes'i valemeid (vt jaotist 15.1.1). Ideaalis peaks mitmekihilise filtri eri kihtide settimiskiirus olema ühesuurune [7]. Pesuvee kiirus peab olema heljumi settimiskiirusest suurem, et see üles tõstetaks ja välja pestaks, kuid peaks olema väiksem filtermaterjali settimiskiirusest, et vältida selle väljauhtmist. Üldjuhul on heljumi settimiskiirus 1,5–15 m/h, seetõttu peaks pesuvee minimaalne tõusukiirus olema umbes 50 m/h [7]. Tabelis 16.1 on kirjas pesuvee soovituslikud kiirused olenevalt osakese suurusest [8].

Tabel 16.1. Pesuvee Saksa standardi ATV A 203E kohased soovituslikud kiirused [8]

Filtermaterjal	Osakese suurus, mm	Pesuvee kiirus rahuldava paisumise tagamiseks [m/h]
Antrasiit	1,4–2,5	55
	2,5–4,0	90
Liiv	0,71–1,25	55
	1,0–1,6	75
	1,0–2,0	90
	2,0–3,15	130

Dimensioneerimine

Kiirfiltrite projekteerimisel tuleb valida:

- summaarne filtratsioonipind ja filtrite arv;
- täitematerjalid, nende terajämedused ja kihi (kihtide) paksus;
- dreanaažisüsteem (kandekihiga või ilma);
- kandekiht, selle fraktsiooniline koostis ja kihtide paksus;
- filtri kommunikatsioonid (rennid, torustikud) ja nende mõõtmed;
- uhtepumba valikuks vajalik rõhukadu, valida pump ja määrata uhtevee kulu;
- uhtevee korduvkasutuseks vajalikud seadmed.

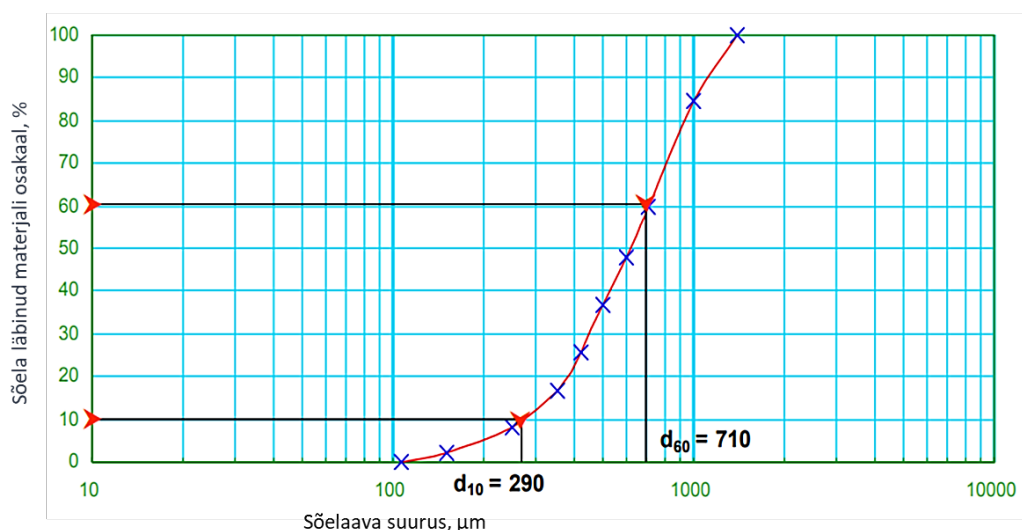
Reoveepuhastuses on sobiv kasutada kahekihilist keha, milles ülemine kiht on oluliselt suurema teraläbimõõduga kui põhifiltri keha. Põhifilter tehakse parema tulemuse saamiseks peene teraga, kuid kuna see jääb väikese mudamahutavuse tõttu ruttu umbe ja vajab sagedast pesu, pannakse sellele ülemine sõmeram kiht, mis võtab endasse oluliselt enam materjali ja pikendab filtri pesuvahelist aega. Filtri ligikaudne mudamahutavus:

- liiv: 3 – 6 kg HA/m² filtri pinnale (d = 0,4 – 0,8 mm);

- antratsiit : 7–10 kg HA/m² filtri pinnale (d = 0,9 –1,2 mm).

Filtri pealmise kihi materjali erikaal peab olema väiksem kui filtri põhimaterjali oma. Filtri pesemisel, kui materjal on vabas liikumises, mõjub terale üleslükkejõud, mis on võrdeline teraläbimõõdu ruuduga, gravitatsioonijõud on aga võrdeline teraläbimõõdu kuubiga. Seetõttu vajuvad suuremad sama erikaaluga materjali terad filtri põhja ja peenfraktsioon tõuseb pinnale. Filtermaterjali omadused mõjutavad nii filtrimise tulemust kui ka pesuvee kulu. Tera suurus mõjutab filtreeritud vee puhtust ja rõhukadu filterkehas. Mida väiksem tera, seda väiksemad on poorid. Väike poor annab puhtama vee, kuid suurendab rõhukadu. Filtermaterjali terasuurst kirjeldatakse terminiga „efektiivsus“ (ingl *uniformity coefficient*). Sobiv terasuurus valitakse vastavalt käideldud veele esitatavatele nõuetele, reovee filtreerimise korral d = 0,4–0,7.

Ebaühtlust tähistatakse terminiga „ebaühtlustegur“. Ühtlane tera suurus läbi terve filtri keha laseb osakestel tungida sügavamale filtrisse ja seega seda paremini kasutada. Palju peent materjali ja tolmuosakesi filtermaterjalis ummistavad filtri kiiresti. Ebaühtlusteguri määramiseks koostatakse sõelkõver (joonis 16.8), milleks uuritav materjal lastakse läbi väheneva sõelaava suurusega sõelte komplekti. Sõelale kogunenud materjal kaalutakse ja määratakse selle osa üldmassist. Graafikule kantakse sõela läbinud materjali osakaal versus sõela ava suurus. Ebaühtlusteguriks võetakse suhe d_{60}/d_{10} . Joonisel 16.8 kujutatud näites on ebaühtlustegur $d_{60}/d_{10} = 2,44$.



Joonis 16.8. Filtermaterjali sõelkõver

Peale efektiivsuse ja ebaühtlusteguri on filtermaterjali kirjeldamisel olulised järgmised näitajad (vt ka tabelit 16.2):

- osakeste erikaal, mis on mitmekihiliste filtrite oluline näitaja, sest mõjutab pesurežiimi;

- kujutegur (ingl *sphericity*), mis mõjutab filtraadi puhtust. Mida suurem on tera eripind, seda enam pääsevad mõjule materjali elektrostaatilised omadused. Kera eripinnaks loetakse „1“. Jõevoolus kulunud liiva kujutegur on 0,75;
- poorsus (ingl *porosity*) – mida enam erineb tera pind sfäärilisest, seda pooremaks kujuneb filterkeha. Poorsus on väljendatav filterkehas oleva vedeliku koguse (V_v) ja filterkeha kogumahu (V_t) suhtena (V_v/V_t). Liivfiltril poorsus on tavaliselt 0,4–0,45.

Tabel 16.2. Enamlevinud filtermaterjalid ja nende omadused

Omadus	Ühik	Liiv	Antratsiit
Efektiivsus	ES mm	0,4 – 0,8	1,3 – 3,0
Ebäühtlustegur	UC	1,3 – 1,7	1,3 – 1,7
Erikaal	g/cm ³	2,65	1,4 – 1,8
Poorsus	%	40 – 43	47 – 52
Kõvadus	Mohr	7	2 – 3
Kujutegur	-	0,75	0,75

Filtrimise tulemuslikkus sõltub filtermaterjali omadusest. Filtri tootlikkust iseloomustab **filtri pinnakoormus** ($q_{A,filter}$), s.o filtri pinda läbinud vee hulk:

$$q_{A,filter} = \frac{Q}{A_{filter}} [m/h], \quad (16.1)$$

kus Q on vooluhulk filtri pinnale (m^3/h) ja A_{filter} – filtri pindala (m^2).

Mahtfiltrite puhul võib sõltuvalt valitud lahendusest eeldada, et $q_{A,filter} = 0,5$ m/h, õhustatavatel filtritel kuni 5 m/h [8]. Filtermaterjali kihi paksus peab olema selline, et osakestel oleks piisavalt aega kinnitumiseks selle terade pinnale.

Tabel 16.3. Enamlevinud filtreid iseloomustavad näitajad [7]

Filtri tüüp	Paksus, cm	Filtri pinnakoormus, m/h	Efektiivne terasuurus (d_{10}), mm	Ebäühtlustegur
Ühekihiline filterkeha (kihistunud)				
Liiv	25–35 (30)	5–15 (12)	0,45–0,65 (0,5)	1,2–1,6 (1,5)
Antratsiit	30–50 (40)	5–15 (12)	0,8–1,5 (1,3)	1,3–1,8 (1,6)
Liiv	50–75 (60)	5–15 (12)	0,4–0,8 (0,65)	1,2–1,6 (1,5)
Antratsiit	60–90 (75)	5–24 (12)	0,8–2 (1,3)	1,3–1,8 (1,6)
Ühekihiline filterkeha (kihistumata)				
Liiv	90–180 (120)	5–24 (12)	2–3 (2,5)	1,2–1,6 (1,5)
Antratsiit	90–200 (150)	5–24 (12)	2–4 (2,7)	1,3–1,8 (1,6)
Kahekihiline filterkeha				
Antratsiit	35–90 (70)	5–24 (12)	0,8–2 (1,5)	1,3–1,8 (1,6)

Filtri tüüp	Paksus, cm	Filtri pinnakoormus, m/h	Efektive terasuurus (d_{10}), mm	Ebaühtlustegur
Liiv	20–40 (30)	-	0,4–0,8 (0,65)	1,2–1,6 (1,5)
Mitmehiline filterkeha				
Antratsiit	40–120 (75)	5–24 (12)	1–2 (1,5)	1,3–1,8 (1,6)
Liiv	25–45 (30)	-	0,4–0,8 (0,5)	1,3–1,8 (1,6)
Kruus	5–15 (10)	-	0,2–0,6 (0,35)	1,3–1,8 (1,6)

Kindlaim tee õige filtri (vt ka tabelit 16.3) konstruktsiooni, tehniliste näitajate ja filtermaterjali valikul on katsed konkreetse reoveega. Nende puudumisel on võimalik teha ligikaudseid arvutusi.

Filtri pindala (A_s) arvutatakse vajaliku käideldava vee vooluhulga (Q) järgi, millele on liidetud pesuvee vooluhulk (Q_{pesu}), ette antud või katsete najal leitud pinnakoormuse ($q_{A,filter}$) ja tööaja (t) kaudu. Tööaja arvutamisel tuleb arvestada pesutsüklitest põhjustatud ajakulu (t_{pesu}). Pesuvee päevaseks vooluhulgaks võib võtta 2–5 % vooluhulgast, peeneteralistel filtritel rohkem. Filtri pindala:

$$A_{filter} = \frac{Q}{(t-t_{pesu}) \cdot q_{A,filter}} \quad (m^2). \quad (16.2)$$

Rõhukadu h_L filtri kihtides on võimalik leida Carmen-Cozeny valemi abil:

$$h_L = \frac{f}{\Phi} \cdot \frac{(1-e)}{e^3} \cdot \frac{H_{filter}}{d_{osake,keskm}} \cdot \frac{q_{A,filter}^2}{g} \quad (m), \quad (16.3)$$

kus g on raskuskiirendus ($9,81 \text{ m/s}^2$); e – täidise poorsuse suhe, mis on tavaliselt vahemikus 0,4–0,5; H_{filter} – filterkihi paksus (m); Φ – osakese kujutegur (kerakujulisel osakesel 1,0, kulunud liival 0,94, teravaservalisel liival 0,81, nurgelisel liival 0,78 ja purustatud söel või liival 0,7); $d_{osake,keskm}$ – osakeste keskmine läbimõõt (m); f – hõõrdetegur.

Hõõrdetegur f arvutatakse valemist 16.4 ja Reynolds' i arv Re valemist 16.5:

$$f = 150 \frac{(1-e)}{Re} + 1,75, \quad (16.4)$$

$$Re = \phi \cdot \frac{\rho_{vesi}}{\eta_{abs}} d \cdot q_{A,filter}, \quad (16.5)$$

kus ρ_{vesi} on vee tihedus (kg/m^3) ja η_{abs} – absoluutne viskoossus ($\text{kg/m}\cdot\text{s}$).

Rõhukadu saastunud filtris on leitav valemist 16.3 modifikatsioonist:

$$h_L = \frac{f}{\Phi} \cdot \frac{(1-e_s)}{e_s^3} \cdot \frac{q_{A,filter}^2}{g} \cdot \sum \frac{f_{ij}x_{ij}}{d_{ij}} \quad (m), \quad (16.6)$$

kus d_{ij} on osakeste keskmine suurus kahe kõrvuti asetseva sõela suuruse vahel (läbilaskev ja säilinud), kasutada võib aritmeetilist või geomeetrilist keskmist (m); e_s – dimensioonitu kõigi fraktsioonide kihistunud täidise poorsus; f_{ij} – eri osakeste hõõrdetegur (leitav valemi 16.4 abil); x_{ij} – sõelale jäänud osakeste osakaal.

Ligikaudse rõhukao mitmekihilises filtris võib arvutada võrrandist 16.3, kui kasutada efektiivset suurst d_{10} . Kahe- või mitmekihilise filtri puhul on summaarne rõhukadu leitav kihtide rõhukadude liitmisel [7].

Olulisim lähtesuurus on filtratsioonikiirus, mis määratakse arvestades käideldava vee omadusi, eeltöötlust, kasutatavat filtermaterjali, puhastatud veele esitatavaid nõudeid ja tehnoloogiliste eelkatsete tulemusi. Tavaliselt ei ületa arvutuslik filtratsioonikiirus 7–8 m/h. Soovitatav on võtta filtratsioonikiirus piisava varuga, mis võimaldab puhasti jõudlust vajaduse korral suurendada, ilma et see põhjustaks filtraadi kvaliteedi halvenemist. Teatud tingimustel võib tekkida vajadus ka töös olevate filtrite jõudlust suurendada, näiteks kui lisaks uhtmisele on osa filtreid välja lülitatud. Vastutusrikaste objektide puhul tehakse enne projekteerimist tehnoloogilisi katseid filtri mudelil.

Vesiuhtumise intensiivsuseks võetakse 12–18 l/s m², kusjuures peenematerjalisele täitematerjalile vastab väiksem intensiivsus. Uhtmise soovitatav kestus on 10–15 min ning filtri uhtmisest tingitud seisuage 0,3–0,5 h.

Filtreid peaks olema vähemalt neli, et ühe filtri uhtmise ajal filtratsioonikiirus ülejäänud filtrites ülemäära ei suureneks. Ühe lahtise filtri pind ei peaks ületama 20–30 m².

16.2.2 Ketasfiltrid

Esimene mikrosõelurseade reovee puhastamiseks võeti kasutusele Lutonis Inglismaal 1950. aastate alguses ning 1975. aastaks oli Inglismaal ja USA-s kokku umbes 100 sellist seadet [7, 8]. Esimesed järelpuhastuseks mõeldud filtrid olid **trummelfiltrid**, millega puhastati peamiselt nõrgfiltrite väljavooluvett. Hiljem hakati nendega täiendavalt puhastama ka aktiivmudapuhastite järelsetitivett. Algusaegadel kaeti trumlid tasapinnalise metallvõrguga, mille ava suurus oli 23–35 µm. Nüüdsel ajal kasutatakse metallvõrgu asemel plastvõresid (polüester, PE), mida katab tehismaterjalist kangas. Trummelfiltreid on võimalik kasutada ka eelpuhastuses eelsetiti asemel, rakendades suuremate avadega (100–300 µm) filterkangaid [7]. Häid tulemusi on andnud trummelfiltrite kombineerimine

keemilise flokuleerimise või koaguleerimise-flokuleerimisega. Eelpuhastusetapis võimaldavad trummelfiltrid hoida kokku ruumi (suurem reoveehulk reoveepuhasti pinnaühiku kohta), ammutada rohkem reoveesetet kääritamiseks (saadakse rohkem energiat tagasi) ning vähendada kulutusi reovee õhustamisele mikrosõelurile järgnevas bioloogilises puhastuses. Eelpuhastuses võib kemikaalide lisamise ja trummelfiltri koostoimel saavutada tõhusa KHT ja fosfori kõrvalduse. Eelpuhastuse korral on siiski olulisem, et vette jääks sobilik kogus KHT-d, heljumi ja fosforit, et järgnev bioloogiline puhastusprotsess häiritud ei oleks. Selleks on kemikaalide lisamist automatiseeritud ja arendatud sellekohane kontrollprogramm, et heljumi ja fosfori kõrvaldamist paremini juhtida saaks. Keemilise eeltötluse ja trummelfiltrite abil eelpuhastuses kõrvaldatud sete andis kääritis 600 NL biogaasi ühe kilo orgaanilise kuivaine kohta, võrreldes 430 NL-ga, mis saadi tavapuhastusel [9].

Nüüdseks on üha enam kasutusele võetud **ketasfiltrid**, mille filtrimispiind on trummelfiltrite omast ligi kümme korda suurem. Ketasfiltrid koosnevad tihedasti üksteise kõrvale trumlile kinnitatud ketastest. Kettad koostatakse segmentidest, mille mõlemale poole paigutatakse filterpaneelid, või filterkassetidest. Selline konstruktsioon võimaldab paneele või kassette hõlpsasti välja vahetada. Filterpaneelidel on spetsiaalsed kas kootud või mittekoatud sünteetilised tekstiilid (nt polüester). Ketasfilitreid kasutatakse peamiselt läbivoolse aktiivmudapuhasti heitvee järepuhastamiseks, ent neid seatakse ka annuspuhasti (SBR), liikumatu kandekihiga biofiltri, nõrgfiltri või biokilel põhineva denitrititseeerimisetapi (nt *Kaldnes Moving BedTM* protsess) väljavoolule.

Ketasfiltrid aitavad täita üha enam karmistuvaid nõudeid suublasse juhitava puhastatud reovee kohta. Ketasfiltritega on võimalik vähendada aktiivmudapuhasti väljavooluvee heljumisisaldust 3–5 mg/l-ni [17] ja kõrvaldada helmintide munad [18]. Sellise tehnoloogia abil järepuhastatud vesi on tavapuhastusega võrreldes tunduvalt puhtam, seetõttu on võimalik seda pärast desinfitseerimist taaskasutada. Näiteks on tahkete osakeste kõrvaldamine üks eeltingimusi vee järgnevate puhastusetappide (UV-töötlusel, osooniga desinfitseerimisel või membraanfiltrite kasutamisel) probleemideta ja hooldusvabamaks toimimiseks.

16.2.3 Liigitus ja põhimõtted

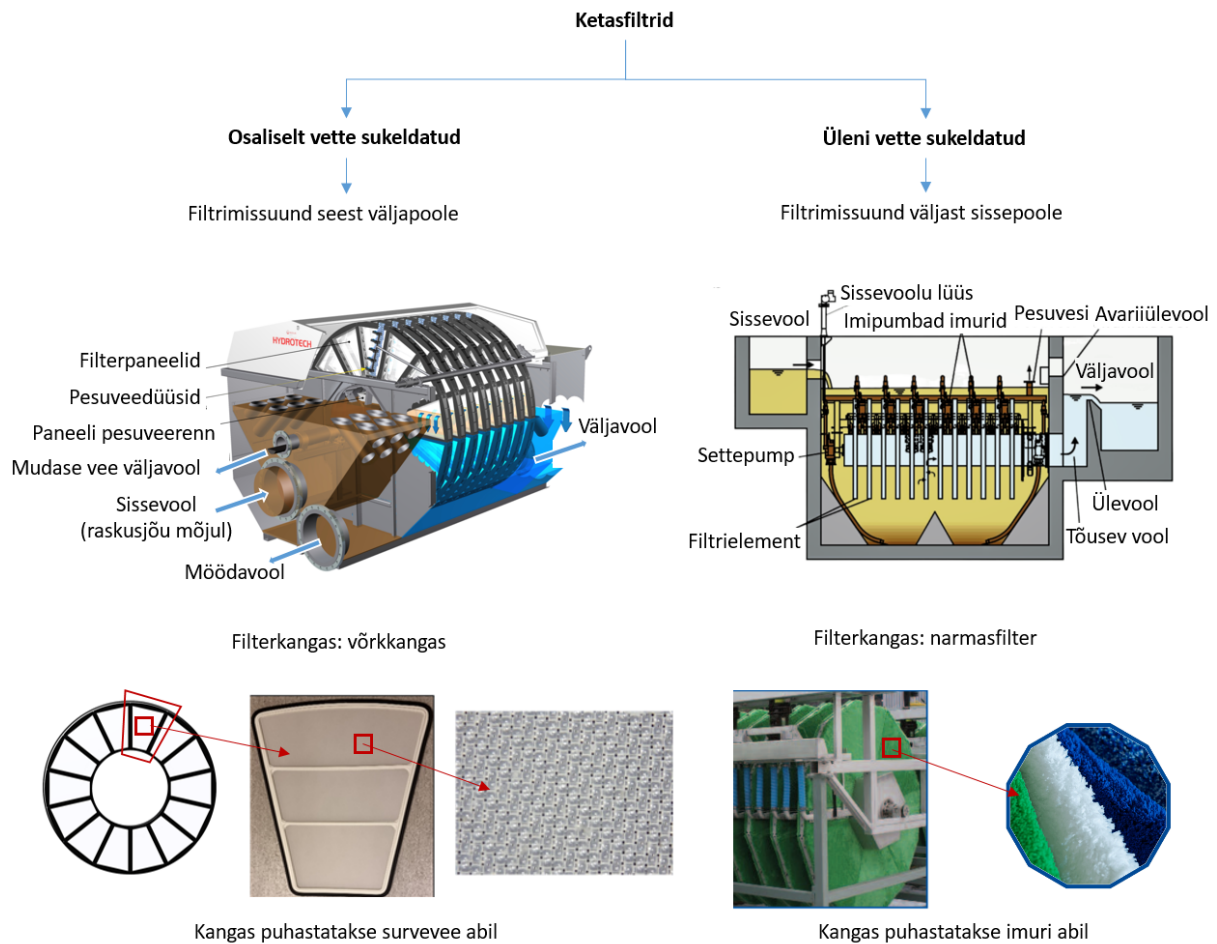
Vee voolusuuna järgi võib ketasfilitreid jagada seest väljapoole või väljastpoolt sissepoole toimivateks filtriteks. Ketasfiltrite kettad võivad tootja projekteeritud konstruktsioonist olenevalt olla osaliselt või täielikult vette sukeldatud. Üleni vette sukeldatud (ingl submerged pile cloth media filters) ja väljast sissepoole toimivate ketasfiltrite ühed suuremad tootjad on Mecana (ca 50 aastat kogemust) ja AquaAerobic Systems INC (ca 30 aastat kogemust). Ühtekokku on paigaldatud üle 3000 filtri [35, 36].

Osaliselt vette sukeldatud ja seest väljapoole toimiva ketasfiltri üks suuremaid tootjaid on Hydrotech, Veolia Water Technologies Ltd (ca 40 aastat kogemust). Trummel- ja ketasfiltreid on paigaldatud üle 12 000 filtri [34].

Üleni vette sukeldatud ja väljast sissepoole toimivates ketasfiltrites (ingl *submerged pile cloth media filters*) reguleeritakse veetaset nõnda, et see jääb ketaste ülemisest pinnast kõrgemale. Vees olevad tahked ained püütakse kinni ketaste pinda katval narmasfilterkangal (ingl *pile cloth*). Vesi läbib kanga ning voolab ketastesse, neist keskvõlli ning seadmest välja ülevoolu kaudu (joonis 16.8). Filterkangale jäänud tahked ained suurendavad hüdraulilist takistust ja kui paagis oleva vee ja puhastatud vee (filtraadi) taseme vahe ΔH tõuseb 250 mm-ni, käivitub filtri puhastusprotsess. Ketasfilter hakkab pöörlema (1–2 rpm) ja filterkanga kiudude vahele kogunenud tahked ained kõrvaldatakse imurite abil. Filterkangal olevad kiud on kandekangale sedavõrd tugevasti kinnitatud, et neid endid kangast välja ei imeta. Kui heljuvaine koormus on väike, programmeeritakse kanga puhastusprotsess käivituma teatud kindlatel kellaaegadel (nt iga 2 tunni järel). Kõik väljapoole filtrit filterpaaki settivad tahked ained pumpab ära settepump.

Osaliselt vette sukeldatud ja seest väljapoole toimivates ketasfiltrites voolab reovesi kõigepealt ketasfiltri keskel asuvasse trumliste ja sealt trumlile kinnitatud ketastesse, millel paneelid on filterkangaga (võrkkangas – *woven cloth*) kaetud (joonis 16.8). Kuna sisse voolava vee tase on kõrgem kui ketasfiltrit ümbritsevas basseinis, voolab vesi raskusjõu toimele läbi filterkanga avade filterkettast välja ning vees olevad tahked osakesed peetakse kinni filterpaneelide sisepinnal. Filterkanga siseküljele kogunenud osakesed blokeerivad avad ja vähendavad järk-järgult veevoolu läbi filterpaneeli. Seetõttu tõuseb veetase ketasfiltri sees tasemeandurini, s.o etteantud tasemevahe ΔH võrra kõrgemaks kui filtrit ümbritsevas basseinis (soovitav ΔH on 100–200 mm). Seejärel käivitub filterpaneelide tagasipesu ning trummel hakkab automaatselt pöörlema ja kettad ringi käima. Normaalse kasutamise korral on sisemise ja välimise veetaseme suurim lubatav vahe 250 mm. Kui filtri töötavad lubatust suurema tasemevahega, vähendab see märkimisväärselt filterpaneelide ja filtri teiste oluliste detailide kasutusiga.

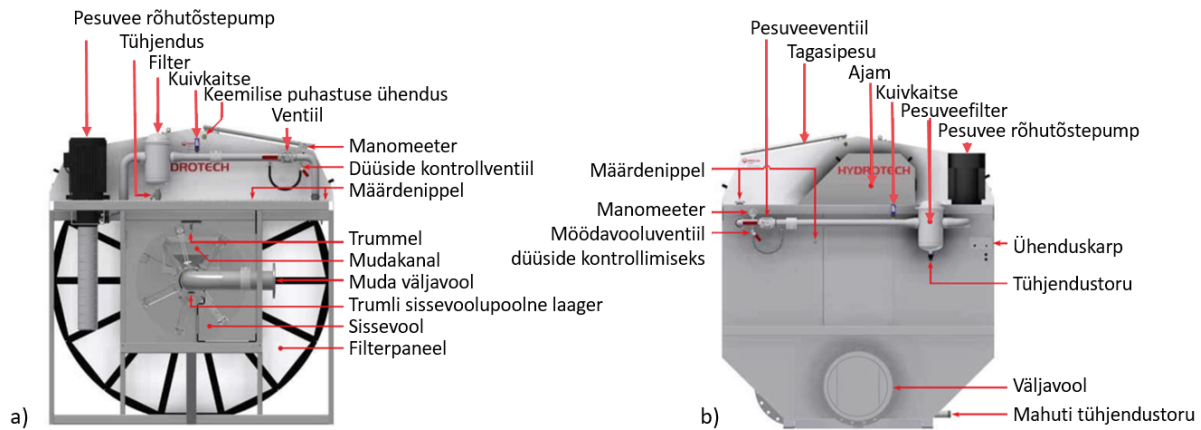
Tagasipesuveesi pumbatakse läbi filtri (200 μm avadega sõela) ning pihustatakse ketaste vahele monteeritud düüside kaudu teatud rõhul (7,5 bar) filterkangale. Veesurve lükkab kangale kogunenud osakesed lahti. Tagasipesuveesi koos filterkangalt ära uhitud tahkete osakestega kukub sissevoolutrumli ülemises osas paiknevasse mudakanalisse ning voolab filtrist välja. Kui heljumikiht on kanga pinnalt maha pestud, väheneb ΔH etteantud tasemeni ja ketasfiltri pöörlemine ja tagasipesu lakkavad automaatselt. Tagasipesuks kasutatakse tavaliselt ketasfiltris puhastatud vett või veevärgivett. Reovee filtrimine jätkub ka tagasipesu ajal.



Joonis 16.8. Ketasfiltrite jagunemine: filtrid, kus vesi voolab seest väljapoole (Hydrotech) [31] ja filtrid, kus vesi voolab väljast sissepoole (Mecana) [32, 33]

Ketasfiltri trummel ja muud osad valmistatakse roostevabast terasest (korrosioonikindla kauba märgiga 304 või 316L) ning tugiraamile ehitatud mudelid (joonis 16.9, a) saab seada basseinidesse. Olemas on ka roostevabast terasest metallkestas olevaid mudelid, mille võib panna otse põrandale või maa peale (joonis 16.9, b).

Enamasti paigutatakse ketasfiltrid juba töötava reoveepuhasti territooriumile ning nad peavad sinna ära mahtuma. See mõjutab filtri läbimõõdu valikut. Ketaste arv ja läbimõõt olenevad filtri mudelist ja tootjast. Näiteks *Hydrotech* filtrite suuremad mudelid, mille ketta läbimõõt on 2,2 meetrit, võivad mahutada 44 ning kui ketta läbimõõt on 2,6 m, kuni 42 ketast. Nendel mudelitel on 55–65% ketastest vette sukeldatud.



Joonis 16.9. Hydrotech ketasfilter: a – tugiraamil, b – metallkestas [31] järgi

16.2.4 Seest väljapoole toimivad ja osaliselt vette sukeldatud ketasfiltrid

Ketasfiltrite dimensioneerimine on kompleksne tegevus, milles tuleb arvesse võtta mitmesugustest asjaoludest olenevaid tegureid. Kõigi nende arvesse võtmine ning „peenähälestamine“ dimensioneerimisel aitavad heljuvainet maksimaalselt kõrvaldada ja valida reoveepuhastile sobivaima hüdraulilise läbilaskvusega filterkangas. Parim tulemus saadakse siis, kui luuakse otseside filtri tootja ja reoveepuhasti vahel ning sooritatakse eelkatsed puhastust vajava veega kas laboris või ketasfiltri mudeli pilootkatsena reoveepuhastis.

Reovee omadused ja ka puhastamiseks valitud puhastustehnoloogiad on spetsiifilised igas reoveepuhastis. Reovee ainesisaldus muutub ajas ning igas reoveepuhastis erinevalt. Ketasfiltrite dimensioneerimiseks ja nende pinnakoormuse määramiseks tuleb teada filtrisse tuleva reovee maksimaalset ja keskmist heljumisisaldust (mg/l) ning maksimaalset ja keskmist vooluhulka (m³/h). Kui need andmed ei ole saadud reaajas, vaid võetud päevakeskmiste või juhümõõtmiste tulemusel, võib tekkida olukord, et reovee vooluhulk ja heljuvainesisaldus on hetkel suuremad kui dimensioneerimiseks valitud väärtused. See võib kaasa tuua filterkangaste tagasipesuaja olulise pikenedamise ja vajaduse osa puhastatavast veest tarbetult avariiväljalaskmesse juhtida. Sellise olukorra vältimiseks tuleb eelistada andmete kogumist reaajas. Kõigepealt tuleb võtta veeproovid heljumisisalduse (mg/l) ja hägususe (FNU või NTU) omavaheline suhte määramiseks. Seejärel registreeritakse iga 10 minuti tagant vooluhulk (m³/h) ja vee hägususe. Ainult siis, kui mõõtmised teostatakse reaajas mitme nädala jooksul ning ka erinevatel aastaegadel, on võimalik arvesse võtta reovee omaduste muutust ja dimensioneerida ketasfiltri parameetrid õigesti. Reaajas mõõtmine võimaldab ka teada saada, kas ja millal mõjutavad heljumisisaldust teistest puhastusetappidest tulevad voolud (tagastusvesi, ülevooluvesi).

Eri tootjate ketasfiltrite dimensioneerimisel võib samade algandmete korral pinnakoormus (m/h) tunduvalt erineda. See võib tuleneda sellest, kas arvutused on tehtud vees oleva ja otseselt filtrimises osaleva pinna või kogu ketta pinna kohta. Ka filtri teised tehnilised näitajad, nagu pöörlemiskiirus, survekadu filtri sees ja väljaspool kettast (ΔH) ja rõhk tagasipesudüüsid on olulised tegurid, mis mõjutavad ketasfiltri dimensioneerimise arväärtusi.

Filtrile eelneva puhastusprotsessi mõju ketasfiltris puhastatavale vee omadustele

Muudes maades ketasfiltritega saadud kogemusi on Eesti oludesse raske üle kanda, sest reovee puhastamise tehnoloogiad erinevad piirkonniti. Kui Eestis, Rootsis ja Soomes kasutatakse enamjaolt aktiivmudapuhastust, siis Norras on levinud MBBR-biokilereaktoril või nn MBBR-liikuvkihtkandjatel (ingl *moving bed biofilm reaktor*) põhinev bioloogiline puhastus, Inglismaal kasutatakse aga nõrgfiltreid ning annuspuhasteid (ingl *sequencing batch reactor, SBR*). Olenevalt eelnevast puhastusprotsessist võivad reovees olevad tahked osakesed olla tekkinud või muutunud nii füüsikaliste, bioloogiliste või ka keemiliste protsesside toimetel ning nende omadused olla erinevad ja oluliselt mõjutada filtrite töö tõhusust. Ketasfiltrite seisukohast on olulised osakeste:

- koostis (nt kas heljum koosneb mikroorganismikogumeist, anorgaanilistest lahustumatutest ühenditest, sooladest või metallihüdrosiidihelvestest);
- kuju ja suurus (osakeste suurusjaotus);
- mass/kaal;
- tugevus, vastupidavus (et osakesed ei puruneks nihkejõudude toimetel enne filtrit või sõelumise ajal kangasfiltri sees);
- kleepuvus (kui hästi on osakesed tagasipesu ajal kanga pinnalt kõrvaldatavad).

Näiteks Göteborgi reoveepuhastis on 32 ketasfiltrit, mis puhastavad edukalt nii järelnitrifitseeriva MBBR-biokilereaktorist (ingl *post-denitrified MBBR*) tulevat vett, kui ka järelsetitite väljavooluvett. Seal tehtud uuringud [11] näitavad, et MBBR-i heitvees olevad osakesed on suuremad kui järelsetiti heitvees, milles on osakesi rohkem, ent nad on väiksemad. Kuigi heljumi massikoormus oli MBBR-reaktorist pärit vees suurem kui järelsetitist tulevas, ei mõjutanud see ketasfiltritest väljuva heitvee heljumisisaldust [11].

Kui vesi jõuab filtrisse isevoolu teel, siis väheneb osakeste purunemine ja väheneb risk, et kõrvaldamist vajavate osakeste omadused muutuvad. Seetõttu tuleks vältida vee pumpamist ketasfiltrisse.

Filterkanga avasuuruse valimine

Ketasfiltrile pannakse alati ainult üht ja sama tüüpi paneelid, mille filterkanga avade suurus on kõigil paneelidel ühesugune. Ketasfiltrite ketaste raamsegmentides olevate filterpaneelide ehitus, kasutatavate kangaste materjalid, omadused ning avasuurused võivad eri reoveepuhastites olla erinevad, kui toote on kujundanud eri tootjad. Filterpaneelides kasutatakse kas 40, 25, 18, 15 või 10 µm suuruste avadega polüestrist filterkangast (võrkkangast) või mõnel veelgi väiksema avaga narmasfilter (ingl *pile cloth*) (joonis 16.8). Et valikuid on rohkesti, tuleks filterkanga ava suuruse valimisel alati pidada nõu tootjaga.

Ketasfiltreid, mille paneeliavad on 40 µm suurused, kasutatakse järelsetiti asemel edukalt biokilereaktorite (MBBR) väljavooluvee filtreerimiseks [10]. Sellises rakendustes võib ketasfiltrite ette olla projekteeritud keemiline eeltöötlus kas flokululatsiooni- või koagulatsiooni- ja flokulatsiooni-kambris. Töötavate reoveepuhastite rekonstrueerimisel, kus maa-ala on olnud piiratud ja reostuskoormus varieeruv (nt suusahooajati Alpide piirkonnas) on valitud just selline lahendus [10]. Järelpuhastites, kus vee heljumisisaldus on tavaliselt väiksem kui 30 mgHA/l, kasutatakse tavaliselt filterkangast, mille avade suurus on kas 18 µm või väiksem.

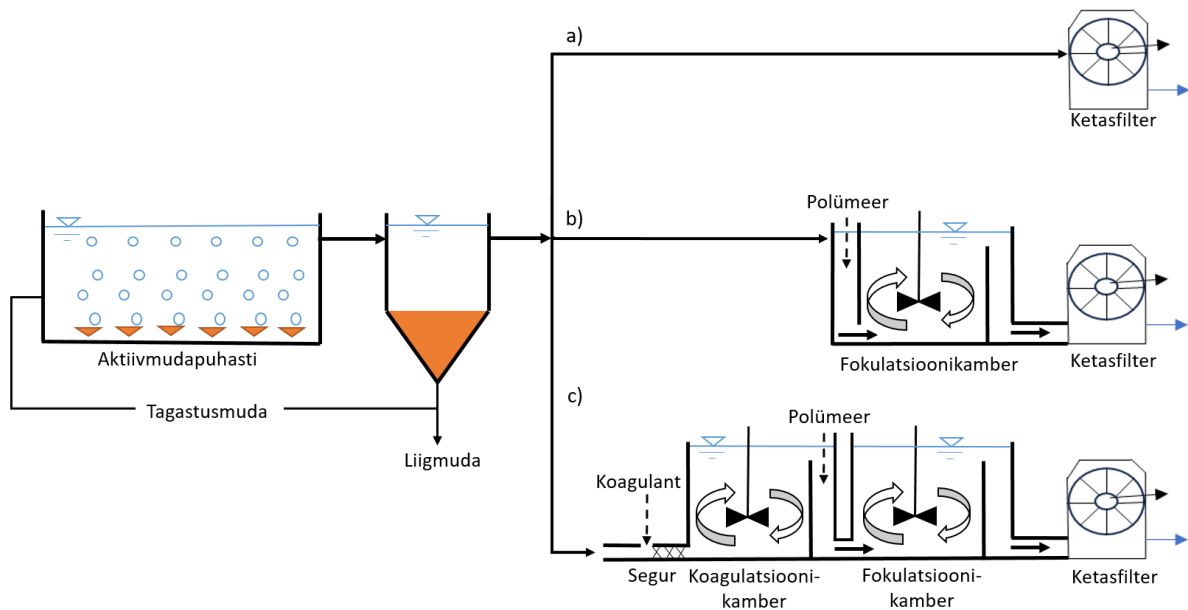
Filterkanga avasuuruse valimisel on vaja teada:

- vee keskmist ja maksimaalset heljumisisaldust;
- millist tehnoloogiat reovee bioloogiliseks puhastamiseks kasutatakse;
- filtreeritavate tahkete osakeste füüsikalisi omadusi;
- filtritud vee eeldatavat heljumisisaldust;
- kas eelneva(te)s puhastusetappi(de)s kasutatakse koagulante või polümeere.

Vee järelpuhastus koos vee keemilise eeltöötuse ja ketasfiltrimisega

Aktiivmudapuhastusele järgnevas järelpuhastuses on võimalik rakendada ketasfiltrit ilma või koos vee keemilist eeltöötusega filtri ees (joonis 16.9) kolme moodi:

- järelsetiti väljavooluvesi juhitakse ketasfiltrisse (ilma vee keemilise eeltöötuseta);
- järelsetiti väljavooluvesi eeltöödeldakse polümeeri lisamise abil nõnda, et helbed moodustuvad flokulatsioonikambris enne vee jõudmist ketasfiltrisse (üheastmeline eeltöötlus);
- järelsetiti väljavooluvesi eeltöödeldakse nii koagulandi lisamise ja helveste moodustamisega koagulatsioonikambris, kui ka polümeeri lisamise ja helveste moodustamisega flokulatsioonikambris enne vee jõudmist ketasfiltrisse (kaheastmeline eeltöötlus).



Joonis 16.9. Vee järelpuhastus: a - ainult ketasfiltriga; b - üheastmelise keemilise eeltötluse ja ketasfiltriga; c - kaheastmelise eeltötluse ja ketasfiltriga [7] järgi

Ketasfiltri peamine eesmärk on reovee järelpuhastamisel kõrvaldada veest heljum (joonis 16.9, a). Heljumiosakesed kogunevad filterkanga pinnale ja tekitavad seal heljumiosakeste kihi, seejärel on filterkangal vaid seda kihti hoidev funktsioon. Kuivõrd vesi liigub läbi heljumiosakeste kihi, aitab see kinni pidada veelgi väiksemaid osakesi kui puhtas kangas pidama jääks (kihtfiltratsioon, ingl *cake filtration*) [7]. Kui puhastatav vesi sisaldab 20–30 mg HA/l, on ketasfiltri filterkanga pinnakoormus suurusjärgus 10 m/h, mis on ligikaudu sama mis liivfiltritel [12, 17]. Ketasfiltrite ruumivajadus ning hooldus- ja energiakulu on aga liivfiltritega võrreldes oluliselt (50–80%) väiksem.

Tähtis on teada, kui suur osa fosforist on filtrisse suubuvast reovees lahustunud ja kui suur osa mittelahustunud kujul. Ühes Rootsi reoveepuhastis oli väljavooluvee üldfosforisisaldus enne ketasfiltrite paigaldamist 0,4–0,6 mg/l [30]. Analüüsid näitasid, et lahustunud fosfori sisaldus oli väike (< 0,1 mg/l). 32 ketasfiltrit paigaldati eesmärgiga saavutada üldfosfori sisaldus väljavooluvees väiksem kui 0,3 mg/l. Kuna suurem osa fosforist oli seotud heljumiga, mille helveste suurus ja tugevus oli piisav, siis oli ketasfiltritega võimalik eemaldada 80 % heljuvainet ja viia filtrite väljavooluvee hõljuvainesisaldus alla 5 mg/l ning üldfosforisisaldus väiksemaks kui 0,2 mg/l. Kui aga nõuded karmistuvad, on võimalik, et puhasti peab kaaluma kemikaalide lisamist [11, 30].

Fosforit võidakse koagulandi lisamise teel keemiliselt sadestada bioloogilises puhastusastmes (simultaansadestus), siis kõrvaldatakse heljum järelsetitis. Metallisoolast ja selle vette annustamise viisist ja kohast oleneb, milliste omadustega helveste tekib ja kui tõhusalt see järelsetiti rahulikus keskkonnas välja sadestub. Kui metallisoola lisatakse vette rohkem kui vaja või kui sadestusprotsess järelsetitis ei ole tõhus, kannab vool osakesed ketasfiltrisse. See võib põhjustada metallisoolade

ladestumise filterpaneelidele ja aeglustada filtratsioonikiirust ketasfiltris ning nõuda filterpaneelide sagedasemat keemilist pesu [7]. Sellistes puhastites võiks kaaluda polümeeri lisamist ja flokulatsioonikambri ehitamist ketasfiltri ette (joonis 16.9, b) st. üheastmelist keemilist eeltöötlust filtri ees.

Keemilise eeltöötlemise toimetel tekkinud heljumihelveste omadused on üsnagi erinevad, olenedes lisatud kemikaalidest ja nende kogusest ning vee koostisest. Tõhusaks filtrimiseks on tarvis kompakset heljumihelvest, mis on suurem kui filterkanga pooriava ja peab vastu filtrisisestele nihkejõududele. Eeltöötlust üksnes koagulandiga ei soovitata, sest helbed ei pea vastu nihkejõule filtris ja põhjustavad filtrimiskiiruse vähenemist.

Polümeeri kasutatakse (üheastmelise eeltöötlemise korral) ka HA tõhusamaks vähendamiseks. Polümeer lisatakse flokulatsioonikambri turbulentsesse sissevooluvette (segamise intensiivsus (ingl *velocity gradient*) suurusjärgus $400\text{--}1000\text{ s}^{-1}$), et see seguneks veega mõne sekundi jooksul, st enne vee sisenemist flokulatsioonikambrisse. Flokulatsioonikambris segatakse vett aeglaselt ($150\text{--}250\text{ s}^{-1}$), et soodustada suuremate ja tugevamate settehelveste tekkimist ja et vältida nende purunemist või sadenemist enne filtrit. Viibeaeg flokulatsioonikambris on *ca* 2–4 minutit, misjärel vesi juhitakse isevoolu teel ketasfiltrisse, et vältida helveste purunemist.

Fosfori kõrvaldamiseks kasutatakse kaheastmelist keemilist eeltöötlust (joonis 16.10, c) [7]. Selleks peab ketasfiltri ees olema kaks kambrit, üks koagulandi ja teine polümeerihelveste moodustumise jaoks. Esimesena lisatakse koagulant turbulentsesse vette esimese kambri ees. Peale aeglast segamist 2–4 minutilise viibeaja jooksul koagulatsioonikambris, lisatakse polümeer flokulatsioonikambri sissevooluvette. Helveste tekkimiseks segatakse vett aeglaselt nelja minuti jooksul.

Koagulandina võib kasutada nii alumiiniumi- kui ka rauasoolasid, kuid kogemused näitavad, et ketasfiltritele sobib kõige paremini polüalumiiniumkloriid (PAX). Rauasooladest on kasutatuid raud(III)kloriid, FeCl_3 (PIX). Peale metallisoola valiku on olulised tegurid koagulandi kogus (metalli iooni sisaldus, Me^{3+}), lisamisviis ning lisamisaegsed hüdraulilised tingimused.

Polümeerikogused on koagulandikogustest palju väiksemad. Näiteks kui reovesi sisaldab *ca* 0,3 mg $\text{P}_{\text{üld}}$ /L ja *ca* 10 mgSS/L, on vaja lisada *ca* 1–5 mg Me^{3+} /L koagulanti ja *ca* 0,1–1,0 mg/L katioonset polümeeri (toimeainet), et väljavooluvee üldfosforisisaldus ($\text{P}_{\text{üld}}$) oleks väiksem kui 0,1 mg/L. See vastab ligikaudu 5–7 mol Me^{3+} ühe mooli $\text{P}_{\text{üld}}$ kohta sissevoolus (10–14 mooli Me^{3+} ühe mooli $\text{PO}_4\text{-P}$ kohta) [7].

Reaalajas sooritatud mõõtmised Rootsis olevas *Arvidstorpi* puhastis näitavad, et keemilise eeltöötuse ja ketasfiltrite koostöös vähenes ketasfiltrite väljavooluvee PO₄-P-sisaldus ca 70% (0,43 mg/l-lt 0,13 mg PO₄-P/l-ni, n=36). Samal ajal vähenes ketasfiltrite väljavooluvee heljuvainesisaldus 80–90% (18 mg/l-lt kuni 2,7 mg SS/l-ni, n=53) [12]. Tagasipesul maha pestud tahked osakesed, s.o muda, kõrvaldatakse filtrist tagasipesurenni kaudu. Muda koguneb ligikaudu 1–3% heitvee vooluhulgast ning ketasfiltrist väljuva tagasipesuvee kuivainesisaldus on 0,1–0,8 % [7, 12].

Tüüpilised vead ketasfiltri kasutamise eel ja ajal

Ketasfiltri jaoks on oluline valida õige võrgusilma suurusega kangas. Liiga väikese võrgusilma korral langeb vee läbilaskevõime, liiga suure korral aga väheneb filtri puhastustõhusus. Väga väikese võrgusilmaga (10–18 µm) kangas ei sobi aktiivmudapuhasti järelsetiti vee jaoks sellises reoveepuhastis, kus vooluhulk sageli kõigub ja võib põhjustada settevaiba väljakandumist setitist. Kui valingvihma ajal suureneb reoveepuhastisse juhitava reovee vooluhulk, mis põhjustab muda väljakandumist järelsetitist, tuleb biopuhasti väljavooluvesi filtritest mööda juhtida. Siis on heljumisisalduse hetkeväärtused mitu korda suuremad kui ketasfiltri projekteeritud maksimaalne lubatud koormus.

Väga oluline on õige kemikaali valik ja selle kogus. Seetõttu tehakse enne keemilise eeltöötuse projekteerimist puhastust vajava reoveega eelkatseid laboris või reoveepuhasti pilootseadmetega. Kui koagulandi ja flokulandi lisamine keemilises eeltöötuses käib vooluhulgapõhiselt, võib see põhjustada kemikaalide ülemanustamist, sest filtrisse tuleva vee heljumi- ja fosforisisalduse varieerumine jääb arvesse võtmata. Kemikaalikasutuse optimeerimiseks võiks kemikaali annustada hoopis proportsionaalset välja voolava vee PO₄-P-sisaldusega [7]. Selline annustusstrateegia väldiks ka koagulantide ja polümeeride ülemanustamist ja vähendaks kemikaali- ja rahakulu.

Tagasipesuvesi peab olema nii puhas, et düüsid ei ummistu. Kui tagasipesuvees on palju heljuvainet, võib ta ummistada tagasipesudüüse ja filterkanga teatud osi, mistõttu tagasipesu sageneb ning energiat kulub rohkem. Regulaarse tagasipesu puudumine või selle toimimine liiga väiksel rõhu all võib viia selleni, et filterpaneele on vaja sagedamini keemiliselt puhastada.

Aeg-ajalt tuleb kontrollida, kas paneele kattev kangas on terve. Paneelid võivad puruneda, kui survekadu (ketasfiltri sisemise ja välmise veetaseme vahe), mille puhul tagasipesu käivitub, on suurem kui tootja poolt ette kirjutatud (tavaliselt 0,025 baari või 0,25 m H₂O).

16.2.5 Ketasfiltrite käitamine ja hooldamine

Ketasfiltri töötamise edukus sõltub hooldamisest. Kui palju aega selleks vaja on, oleneb mitmest asjaolust: puhasti suurusel, reovee omadustest ja sellest, milliseid puhastusprotsesse reoveepuhastis ketasfiltrite ees rakendatakse. Kui filtrite (hüdrauliline) koormus on kooskõlas tehases ette nähtuga ja ketasfiltreid hooldatakse regulaarselt ja nõuetele vastavalt, toimivad nad edukalt kaua – filterpaneelide tööiga on vähemalt viis aastat. Ühes Rootsi reoveepuhastis vahetati ühe aasta jooksul kuuest tagasipesusõelast vaid kaks ning 3024-st paneelist kaksteist (0,4 %) [12].

Energiakulu

Ketasfiltri energiakuluks on mõõdetud 13 Wh/m³ reovee järelpuhastamisel [13] ja 34 Wh/m³, kui ketasfiltrite ees kasutati kaheastmelist keemilist eeltöötlust koagulandi ja polümeeriga [12]. Energiatarve on peamiselt seotud filtreeritud vee survestamisega 7,5 baarini filtrikangaste tagasipesu jaoks. Nagu iga filtrimise korral, väheneb pikaajalise filtrimise käigus ka ketasfiltri filterkanga veeläbilaskvus, mis põhjustab tagasipesu tihenemise ja suurendab energiakulu. Filterpaneelide regulaarne keemiline puhastus hoiab filterkangad puhtad ja aitab kulutada energiat just nii palju, kui tõepoolest vaja on. Filterkanga keemilise puhastuse jaoks vajalike kemikaalide maksumus on tagasipesupumpade elektrikuluga võrreldes väga väike [13, 14]. Vee keemilise eeltöötlusega ketasfiltri energiakulu on vaid 5% reoveepuhasti keskmisest energiavajadusest [12], liivfiltri energiakulu on kaks korda suurem [16].

Kokkuvõtvalt võib öelda, et kui ketasfiltri maksimaalne ja keskmine pinnakoormus (m³/m²·h) on väga lähedased, võib oodata filtrite sagedast tagasipesu ja sellega kaasnevat energiakulu. Selle vältimiseks tuleks filter dimensioneerida suurema varuga. See suurendab küll kapitalivajadust, ent vähendab igapäevast energiakulu.

Filterpaneelide tagasipesu

Filter töötab pidevalt ning aegajalt lülitub tööle tagasipesu. Filterpaneelide tagasipesuks kuluva uhteeve hulk sõltub filtri töörežiimist, pinnakoormusest, kanga ava suurusel ja düüside tüübist: näiteks võib see 10 µm kanga puhul olla ca 3 % puhastatud vee hulgest, kui puhastatava vee heljuvainesisaldus on väiksem kui 20 mg SS/l. Kuna teatud kogus tagasipesuvett pörkub paneelidelt tagasi (olenevalt filterkanga avade suurusel ja pumba rõhust), siis filtri sees olevasse renni jõudva vee vooluhulk on tagasipesuks pumbatud vee kogusest mõnevõrra väiksem.

Tagasipesuks kuluvat aeg ketasfiltril kogutööajast väljendatakse tagasipesuprotsendina. Tagasipesuprotsent oleneb sellest, millisele koormusele on filter projekteeritud. Valik väga sagedase tagasipesu kasuks võib olla põhjustatud ruumipuudusest, kui rohkem filterkettaid ei mahu ära, või majanduslikest kaalutlustest. Kui soovitakse ketasfiltril energiakulu väikesena hoida, tuleks filter dimensioneerida varuga, nii et seda pestaks harvem. Kui on ette teada, et vee tahkete osakeste (heljumi) sisaldus on väga väike ning filterpaneelide pesu toimuks seetõttu väga harva, on võimalik programmeerida kindlatel kellaaegadel käivituv sundtagasipesu.

Konkreetselt filtril tagasipesu määra saab kindlaks määrata stopperiga aega mõõtes. Tagasipesuprotsendi kontrollimisel tuleb määrata ka vee heljumisisaldus (mg/l) või hägusus (FNU või NTU) (kui on teada nende vaheline suhe) ja vooluhulk (m³/h). Tagasipesu suhteline kestus:

$$\text{Tagasipesu (\%)} = \frac{t_{\text{tagasipesu}}}{t_{\text{kogu tsükkel}}} \times 100\%, \quad (16.7)$$

kus $t_{\text{tagasipesu}}$ on tagasipesupumba tööaeg (s); $t_{\text{kogu tsükkel}}$ – kogu tsükli kestus (s).

Kogu tsükli kestus saadakse, kui mõõdetakse tagasipesupumpa käivitumiste vaheline aeg, s.o tagasipesuks kuluv aeg, ja pumba seisuaeg (aeg, mille kestel filter ei ole pesurežiimis).

Üldjuhul suureneb heljumisisalduse (mg/l), hägususe (FNU või NTU) ja vooluhulga (m³/h) suurenedes ka tagasipesuprotsent (suhteline kestus). Kui aga nende näitajate väärtused ei ole muutunud, aga tagasipesuprotsent on oluliselt suurenenud, viitab see paneelide osalisele ummistumisele. Biokile ja tahked osakesed, mis uhutakse välja vee bioloogilisel puhastamisel, ja reovees olevad kemikaalid (mida kasutati fosfori ärastamiseks) võivad ladestuda filterkanga pinnale ja pooridesse ning hakata takistama vee voolu läbi kanga. Niisuguste ummistuste likvideerimiseks on peale 7,5-baarise tagasipesu vaja kangast puhastada ka kemikaalide abil.

Filterkanga keemiline puhastamine

Filterpaneelid on soovitatav keemiliselt pesta vähemalt paar korda aastas, kui aga filtrile eelneb keemiline eeltöötlus, siis tihedamini (1,5–2 kuu tagant). Pesukemikaalid piserdatakse ketastel olevatele filterpaneelidele spetsiaalsete düüside abil, mis paiknevad filtril ketaste peal olevatel torudel. Enne keemilise pesutsükli algust lastakse süsteemi puhas vesi, et kontrollida, ega düüsid ole seismisega umbe läinud. Kemikaali annustamise süsteem võib suuremates puhastites olla statsionaarne, väiksemates teistsaldatav. Keemilist puhastust alustatakse tavaliselt lahjendatud vesinikloriidhappega (HCl 5–10% lahusega). Kui filterpaneelide vee läbilaskevõime ei taastu, võib sama kemikaaliga pesu korrata. Järgneb põhjalik loputustsükkel puhta veega ning alles siis tohib

jätkata järgmise kemikaaliga, 1–2%-lise naatriumhüpokloriti (NaClO) lahusega. Loputamine on vajalik selleks, et vältida HCl ja NaClO-lahuse segunemist, mille korral tekib mürgine gaas. Pärast pesu 1–2%-lise NaClO-lahusega tuleb süsteem jälle veega läbi pesta ja vähemalt visuaalselt kontrollida, kas paneelid said ikka puhtaks. Põhjalikumaks kontrollimiseks võidakse katseliselt määrata filterpaneeli hüdrauliline läbilaskevõime. Selleks võetakse üks paneel filtrist välja (asendatakse varupaneeliga, et filtri töö ei katkeks), määratakse joogiveega selle hüdrauliline läbilaskvus ning võrreldakse seda puhta paneeli läbilaskevõimega. Keemilise pesu sagedus ja kas ning mitu korda on vaja seda korrata, võib olla eri puhastites erinev. See sõltub reoveest ja filtrieelsetest puhastusprotsessidest ning sellest, kui kaua aega tagasi keemilist puhastust tehti. Kangemaid lahuseid ei soovitata kasutada, sest need võivad kahjustada filterkanga pinda. Tuleb meeles pidada, et lahendamisel tuleb hape kallata aeglaselt vette, mitte vastupidi. Kemikaalide hoiustamine, kasutamine ja nendega töötamine peab toimuma kooskõlas ohutuseeskirjadega.

Ketsfiltrite hooldamiseks kuluv aeg

Tavaliselt kujuneb hooldustööde sagedus ja intervall konkreetsetes reoveepuhastis kogemuste põhjal. Hooldustöid tehes tuleb järgida ketasfiltrite kasutus- ja hooldusjuhendit. Kord nädalas tuleks kontrollida, ega filterpaneelid ole vigastatud ning ega tahked osakesed ole settinud mudarenni ja takista selle läbivoolu. Kaks korda kuus tuleks puhta veega uhta filtri metallipindu, et nad ei korrodeeruks, ning määrada tagasipesutoru pöörliit. Neli korda aastas tuleks kontrollida veoketi pinget ja seisukorda.

Tagasipesusüsteemis kasutusel olevate mehaanilise filtri ja tagasipesudüüside puhastuse sageduse määrab tagasipesuvee heljumisisaldus. Mehaaniline filter, milles on 200 µm avadega sõel, kaitseb düüse suuremate osakeste eest, selle puhtust on soovitatav kontrollida kord nädalas. Kui rõhk langeb alla 0,8 MPa, peab sõela puhastama. Tagasipesudüüside ummistumist tuleb kontrollida üle nädala. Selleks vähendatakse tagasipesuvee vooluhulka ja survet, et vältida aerosoolide ulatuslikku lendumist. Seejärel on võimalik avada filtri kate ja visuaalselt jälgida, ega düüsid ole ummistunud. Hoolduskulude vähendamiseks on võimalik installeerida isepuhastuvad düüsid ja isepuhastuvasse tagasipesutorustikku mehaaniline filter.

Kokkuvõtvalt võib väita, et uuringute tulemused kinnitavad ketasfiltrite tõhusust reovee järelpuhastuses üha karmistuvate nõuete täitmiseks suublasse juhitava vee kohta ning on aidanud kaasa sellele, et looduskeskkonda juhitakse üha puhtam vesi [7, 8, 10, 11-14, 30]. Ketasfiltri töö teeb eriti tõhusaks see, et vee filtreerimine jätkub ka tagasipesu ajal. Kuna vesi voolab ketasfiltritesse raskusjõu mõjul, välditakse pumpamisega kaasnevat energiakulu. Ketasfiltrid sobivad hästi just

reovee järelpuhastuseks ning kompaktsed seadmed õigustavad end kohtades, kus reoveepuhastis ruumi napib.

16.3 Adsorptsioon

Adsorptsioon seisneb teatud materjalide võimel enam-vähem pöörduval viisil hoida oma pinnal kinni orgaanilisi molekule, gaase ja metalliioone. Adsorbeeritav aine difundeerub (sorptsioon) adsorbendi pooridesse ning kui lahustunud aine ja adsorbendi vahelised molekulaarsed jõud on lahustunud aine ning lahusti vahelistest tugevamad, adsorbeerub aine adsorbendi pinnale. Tegemist on peamiselt füüsikalise protsessiga, ent esineb ka keemilist adsorptsiooni (kemosorptsiooni), mille käigus toimub adsorbendi pinnale adsorbeerunud aine ning adsorbendi vaheline pöördumatu keemiline reaktsioon.

Adsorptsiooni mehhanismi kirjeldatakse põhiliselt nelja järjestikuse astmena:

- lahustunud aine molekulide väljumine massiülekanneahusest adsorbendikelme pinnani;
- difusioon läbi kelme;
- difusioon adsorbendi sisestruktuuris adsorptsioonitsentritesse;
- kiire adsorptsioon aktiivtsentritele.

Adsorptsioon aktiivtsentritele on ülikiire, kuid massiülekandest sõltuvad protsessid (eriti difusioon sisestruktuuri adsorptsioonitsentrisse) on aeglasemad, sest osakese struktuur hakkab selle kiirust pidurdama (joonis 16.12).



Joonis 16.10. Adsorptsiooni mehhanism [22] järgi

Tahke aine (adsorbendi) adsorptsioonivõime sõltub [22]:

- materjali eripinnast – looduslikel adsorbentidel (nt savi, liiv) on see väike (40–800 m²/g), tööstuslikult toodetud adsorbentidel (nt aktiivsöel) aga suur (ca 600–1200 m²/g). Sageli sõltub kasuliku eripinna suurus ka vedeliku füüsikalise-keemilistest omadustest (nt pH-st, temperatuurist);
- adsorbeeritava aine ja adsorbeeriva materjali vahelise sideme olemusest – vastastikmõju vabast energiast, mis tekib, kui molekul kinnitub adsorptsioonikohale. Adsorptsiooni aluseks on peamiselt kas Van der Waalsi jõud või Coulomb'i elektrostaatiline külgetõmbejõud;
- kontaktajast – tasakaaluolekus liiguvad molekulid lahusest adsorbendi pinnale ja tagasi lahusesse.

Kuna adsorptsiooniprotsess põhineb eri ainete tasakaalulisele jaotusele faaside vahel, siis lahustunud aine adsorptsioonitasakaal on äärmiselt oluline adsorptsiooniprotsessi kavandamisel. Tasakaaluolukorras vastab mingile adsorbeerunud aine sisaldusele adsorbendil (nt mg adsorbeerunud ainet 1g adsorbendil) selle aine mingi kindel sisaldus adsorbeeritavas lahuses (g/l või mol/l) antud temperatuuril. Seda katseliselt määratavat seost nimetatakse adsorptsiooni isotermiks (väljendab seost adsorbeerunud aine sisalduse vahel lahuses ja adsorbendi osakeses kindlal temperatuuril).

16.3.1 Adsorptsioon aktiivsöega

Adsorptsiooniprotsess aktiivsöega on muutunud tänapäeval üheks tähtsaimaks meetodiks mikrosaasteainete nagu raskmetallide ja ravimijääkide kõrvaldamiseks reoveest või joogiveest. Kui põhjaveest leitakse näiteks pestitsiidi- ja herbitsiidijääke, kasutatakse joogiveekäitluses just aktiivsüsifiltreid. Neid rakendatakse ka bioloogiliselt raskesti puhastatava KHT kõrvaldamiseks. Katsed pilootseadmetega on näidanud, et adsorptsiooni iseloomustavad väikesed käituskulud, mistõttu on see üks parimaid võimalikke tulevikulahendusi ohtlike ühendite kõrvaldamiseks reoveepuhastitest, sest see protsess tagab ka väga suure puhastustõhususe [23, 24, 25]. Adsorptsiooni kasutamise muudab keeruliseks selle tundlikkus temperatuuri ja pH suhtes, kusjuures tasakaalupunkti muutumisel võivad seotud ohtlikud ühendid uuesti vabaneda.

Aktiivsüsi on süsiniku vorm, mida on eri protsesside käigus töödeldud nõnda, et materjal muutuks võimalikult poorseks. See saavutatakse materjali kuumutamiselega hapnikuvabas keskkonnas 1000 °C-ni, mis suurendab pooride suurust ehk sisepinda, ning seejärel pooride puhastamisega veeauruga. Aktiivsütt toodetakse enamasti biomassist (puidust, kookospähklikoortest, pruunsöest või kivisöest), kuid teadlased otsivad üha uusi materjale, millest saab odavalt ja tõhusalt head adsorbenti toota. Aktiivsöe head adsorbeerivad omadused tulenevad selle suurtest eripinnast. Kuigi

aktiivsüsiadsorptsioon on füüsikaline protsess ja keemilised sidemed puuduvad, on tekkiv side siiski väga tugev [26]. Veetöötuses kasutatakse põhiliselt kaht tüüpi aktiivsütt: pulbrilist aktiivsütt (ingl *powdered activated carbon* -PAC) ja teralist aktiivsütt (ingl *granular activated carbon* -GAC) (joonis 16.13). PAC-i toodetakse enamasti GAC-i jahvatamise teel ning seda iseloomustab suurem eripindala, kui on GAC-l.



Joonis 16.11. Levinuimad aktiivsöeliigid – üleval pulbriline aktiivsüsi (PAC) ja all teraline aktiivsüsi (GAC)

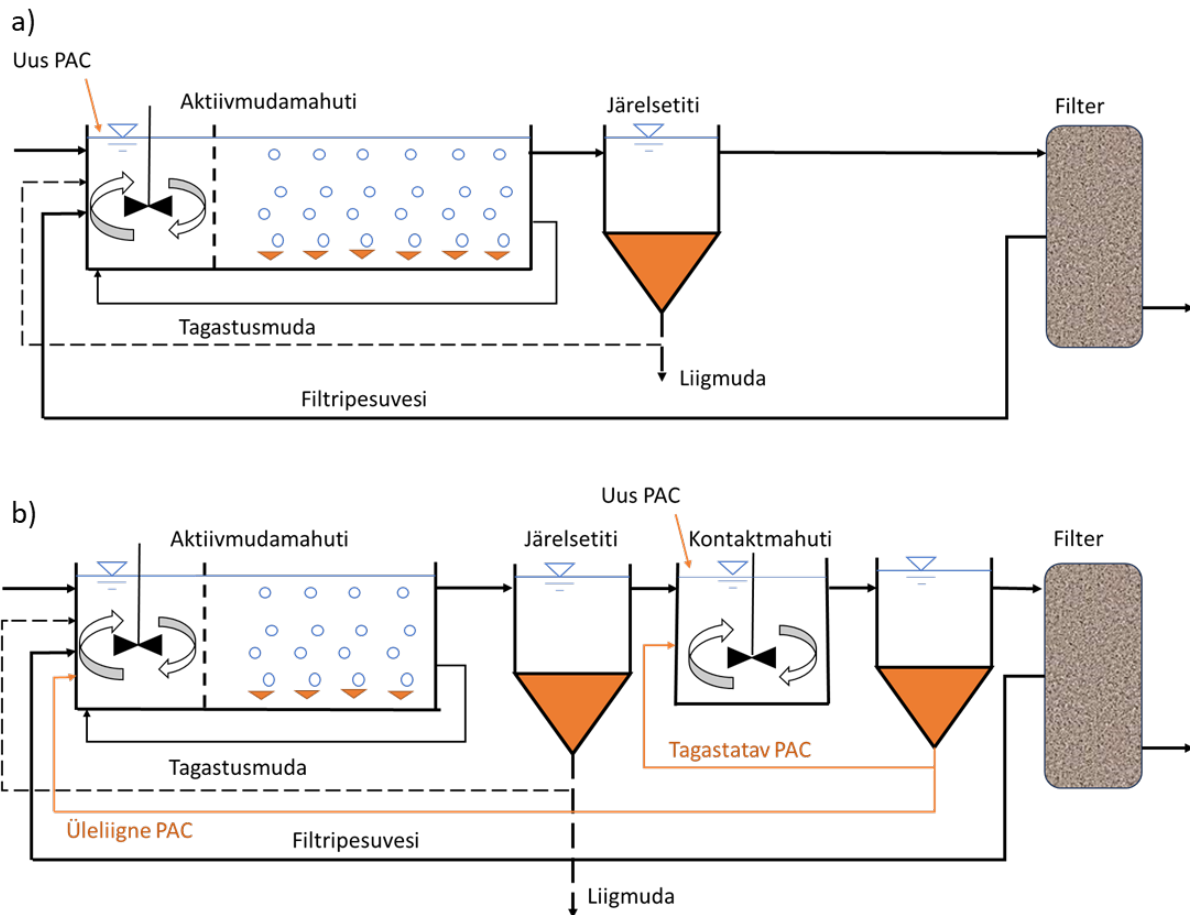
Pulbrilist aktiivsütt kasutatakse mõnikord ohtlike ainete kõrvaldamiseks. PAC-i osakeste suurus on enamasti 0,005–0,1 mm, mistõttu selle eripindala on suurem kui GAC-il ning mis adsorbeerib enamikku aineid tõhusamalt kui suuremate osakestega (0,5–2,5 mm) GAC. Uuringutes on leitud raskmetallide kõrvaldamisel aktiivsöe abil järgmised adsorbendi mahtuvused: Cu 61 mg/g, Cd 22 mg/g, Zn 29 mg/g, Ni 33 mg/g, Cr 10 mg/g [25]. Tulemused olenevad vee omadustest ning on seetõttu väga varieeruvad.

Pulbriline aktiivsüsi

Puhastuse kavandamisel pulbrilise aktiivsöe (PAC) abil nähakse põhiliselt kaht võimalust. Joonisel 16.14a kujutatud lahenduse puhul annustatakse pulbriline aktiivsüsi otse aerotanki ning kõrvaldatud ohtlikud ühendid väljuvad puhastusprotsessist koos liigmudaga. See lahendus välistab liigmuda taaskasutamise, ent vajalikud investeeringud on minimaalsed. Lahenduse 16.14b puhul annustatakse PAC pärast järelsetitit kontaktreaktorisse ning PAC kõrvaldatakse eraldi mudana, mistõttu liigaktiivmuda ei reostu ohtlike ühenditega. See lahendus nõuab aga suuremaid investeeringuid, sest enamasti on pulbrilise aktiivsöe kõrvaldamiseks vaja rakendada ka koagulatsiooni ja flokulatsiooni. Seetõttu sobib PAC eriti tööstusreoveepuhastitele, mis oma liigmuda nagunii taaskasutada ei saa.

PAC-i annus jääb enamasti vahemikku 5–50 g/m³. Kasutataval PAC-l peaksid olema järgmised omadused:

- saasteainevaba;
- väike niiskusesisaldus, et vältida klompide teket;
- kindel ja stabiilne osakeste suurus.



Joonis 16.12. Aktiivsüsifiltratsiooni kasutamise tehnoloogilisi lahendusi [26] järgi

Teraline aktiivsüsi

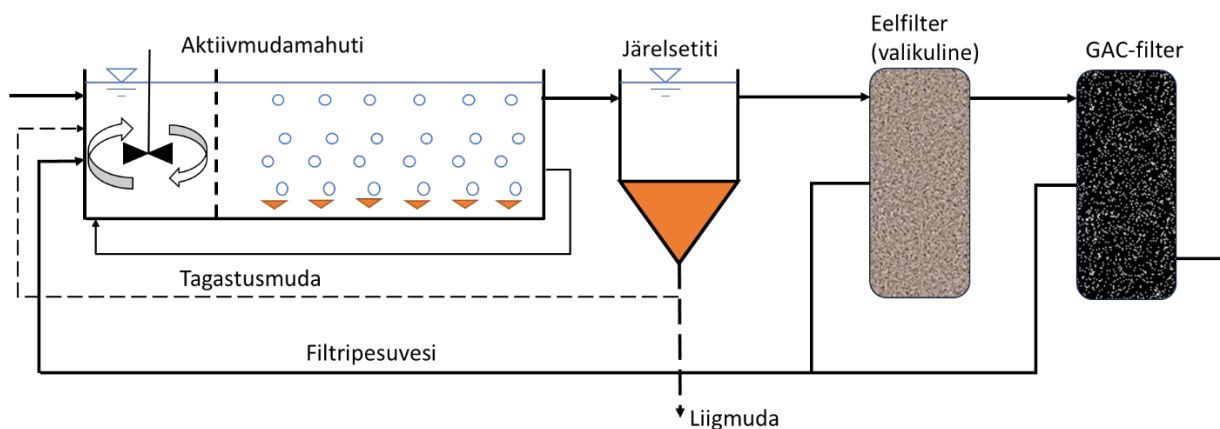
Teralise aktiivsöe (GAC) puhul järgneb bioloogilisele puhastusele järelfiltratsioon, mis enamasti koosneb kahest astmest: liivfilter ja aktiivsüsifilter (vt joonist 16.15). Üha rohkem üritatakse rajada filtreid, milles rakendatakse nii liivfiltrit kui ka aktiivsütt. Liiva abil kõrvaldatakse suurem osa heljumist, vähendades sellega ka vee fosforisisaldust, ning aktiivsöe abil vähendatakse raskmetallide, ravimijääkide ja muude ohtlike ühendite sisaldust.

GAC-filtrid dimensioneeritakse enamasti viibeajale 0,5–1 h, tuginedes kuiva ilma vooluhulgale. Nädisarvutuses rakendatakse järgmisi väärtusi:

- vooluhulk 1500 m³/d;

- viibeaeg 1 h;
- filtri kõrgus 4 m;

Filtri pindala $1500 \text{ m}^3/4 \text{ m} = 375 \text{ m}^2$.



Joonis 16.13. Teralise aktiivsüsifiltri tehnoloogiaskeem [26] järgi

PAC- ja GAC-filtrite kasutamise eeliseid ja puuduseid võrreldakse tabelis 16.4.

Tabel 16.4. Eri liiki aktiivsöe kasutamise eelised ja puudused

	Eelised	Puudused
Pulbriline aktiivsüsi (PAC)	<ul style="list-style-type: none"> • suhteliselt odav; • kerge annustada ja juhtida; • otse aktiivmudaprotsessi annustamisel ei ole vaja täiendavaid kõrvaldamisseadmeid; • kiire adsorptsioon, mis tuleneb osakeste väiksusest; • ohtlikud ained kõrvaldatakse pidevalt liigmudaga, mistõttu nende vabanemise võimalus on väike. 	<ul style="list-style-type: none"> • PAC-i ei ole võimalik regenereerida; • tihti ei kasutata ära kogu adsorptsioonivõimekust, sest PAC eemaldatakse liigmudaga; • väljavoolu täiendav koormamine protsessist välja kanduvate osakestega; • kui PAC annustatakse aktiivmudasse, on enamasti välistatud liigmuda kasutamine põllumajanduses; • kui PAC annustatakse pärast järelsetitit, on PAC-i eraldusetapi rajamiseks vaja suuri investeeringud.
Teraline aktiivsüsi (GAC)	<ul style="list-style-type: none"> • ei vaja pidevat hooldust; • lihtne käitada; • väljavoolu ei koormata aktiivsöeosakeste võimaliku väljakandega; • täiendav heljumi, sh partikulaarse fosfori kõrvaldus; • regeneerimisvõimalus; • võimalik käitada tõhusalt, s.o kasutada ära GAC-i kogu adsorptsioonivõimekus. 	<ul style="list-style-type: none"> • suured investeerimiskulud; • aeglane adsorptsioon, mis tuleneb GAC-i osakeste suurusest; • teatud juhtudel võivad kõrvaldatud saasteained uuesti vabaneda.

Aktiivsüsifiltrite puhastustõhusus

Kuigi eespool kirjeldati aktiivsöe raskmetallimahtuvust, on praktikas oluline teha eelnevaid adsorptsioonikatseid, sest aktiivsöe tõhusus oleneb paljudest teguritest – reovee füüsikalistest

näitajatest ja selles sisalduvatest ühenditest. Aktiivsüsiadsorptsioon kulgeb seni, kuni adsorbaadi tahke ja lahustunud faasi sisaldused tasakaalustuvad. Siis protsess lõpeb ja teada saab adsorbendi mahtuvuse.

Esimese teabe puhastustõhususe kohta annavad küll laboris tehtavad "purgikatsed", kuid suuremate investeeringute planeerimisel tuleks sooritada ka kohapealseid pilootkatseid (kõige levinumad on Langmuir ja Freundlich), mis hõlmavad ka adsorptsiooni isotermide leidmist. Isotermide abil on võimalik kirjeldada adsorbendi mahtuvust, mille alusel filtrid dimensioneeritakse. Pilootkatsed toovad esile GAC-filtrite võimalikud probleemid, näiteks filtermaterjali ummistumise liigse heljumikoormuse korral, biomassi vohamise filtermaterjali pinnal ning filtri tagasipesu vajaduse. PAC-i puhul on võimalik hinnata koagulandi ja flokulandi sobivust biomassi kõrvaldamiseks. Puhastustõhusus ole-
neb ka viibeajast.

Aktiivsüsifiltrite käitamine

Aktiivsüsifiltrite käitamine ja hooldamine oleneb valitud tehnoloogiast. Kui PAC annustatakse otse bioloogilisse puhastusse, siis on oluline leida vaid annus, mis tagab piisava puhastustõhususe. PAC-i annustamiseks võib kasutada kruvikonveierit. PAC annustamine pärast järelsetitit on keerulisem protsess. Selle eelis on küll suurem tõhusus kui otse biopuhastisse annustamise puhul, sest segavaid tegureid nagu heljumit on vähem, kuid samas on PAC-i kõrvaldamine tihti keeruline. Et tegemist on vee mustaks värviva peenheljumiga, on ainsad moodused selle kõrvaldamiseks koagulatsioon ja flokulatsioon, milles peenikesed osakesed suuremateks helvesteks muutuvad ning kõrvaldatakse settimise teel. Tihti juhitakse helbed tagasi reaktsioonikambrisse, et adsorptsiooni võimekust täielikult ära kasutada. Osa PAC-st kõrvaldatakse liigmudana.

GAC-filtrite käitamine oleneb suuresti kasutatavast tehnoloogiast. Enamasti on oluline filtri puhtus, s.o piisav tagasipesu, et filter umbe ei läheks. Oluline probleem on välja kanduv aktiivmuda, mis ummistab filtri või põhjustab selle pideva pesemise vajaduse. Filtri tõhusust võib mõjutada puudulik bioloogiline puhastus, põhjustades biomassi kasvu filtris. Kui filtri puhastustõhusus langeb projekteeritud väiksemaks, tuleb selle sisu välja vahetada. Paljudes riikides on võimalik aktiivsütt regenerereida, kuid Eestis see võimalus veel puudub.

16.4 Desinfitseerimine

Praegu ei ole reoveepuhastite heitvee mikrobioloogilise ohutuse tagamine Eestis nõutav, sest suublaks olevast pinnaveest valmistatakse meil joogivett vähe ja tänu kliimatilistele tingimustele ei

jää paljud haigustekitajad veekeskonda jõudes ka ellu. Täna­sed reoveepuhastid ei eemalda reoveest kõiki haigustekitajaid, kuid vajadus nende eemaldamiseks muutub üha aktuaalsemaks, sest lähitulevikus jõuab mingi osa puhastatud veest ka taaskasutusse. Taaskasutusvee puhul vaadeldakse riske aga keskkon­nariskidest erinevalt – kui keskkon­nariskide puhul on kriitiliseks kaalukausiks heitvee toita­nete või ohtlike ainete sisaldus, siis taaskasutusvee tööstusliku või põllumajandusliku kasutamise korral peab arvesse võtma ka inimese nakatumise ohtu. Riskianalüüsi põhjal otsustatakse, milliseid meetmeid tuleb riskide maandamiseks rakendada.

Desinfitseerimine on protsess, milles vähendatakse ohtlike mikroorganismide arvu, et tagada veeohutus. Põhieesmärk on kaitsta rahva tervist vee kaudu levivate haiguste eest, vähendada kahjulikke mõjusid vee-elustikule ja ohte keskkonnale ning järgida regulatiivseid nõudeid. Desinfitseerimine on sisuliselt patoge­enide eesmärgipärane inhibeerimine (vt ka jaotist 6.4.1). Heitvee desinfitseerimismeetodi valik muutub üha olulisemaks, pidades silmas vee võimalikku taaskasutamist. Oluline ei ole üksnes patoge­enide kõrvaldamine, vaid ka potentsiaalselt ohtlike desinfitseerimissaaduste kontrollimine, sest reoveepuhastitest välja juhituna võivad nad kahjustada veeökosüsteeme ja joogivee kvaliteeti. Paljud anorgaanilised ja orgaanilised mikrosaa­steained võivad desinfektsioonivahenditega reageerida, seetõttu tuleb nende kahjulike mõjude leevendamiseks ja tõhususe suurendamiseks hinnata alternatiivsete oksüdeerimis-/desinfitseerimissüsteemide kasutamise võimalusi.

Desinfitseerimismeetodid jagunevad keemilisteks, füüsikalisteks ja kiirguse kaudu toimivateks. Heitvee desinfitseerimist gammakiirguse abil on uuritud pikka aega, ent otstarbekaks see osutunud ei ole [7]. Nagu biomassi kasvu (vt jaotist 6.3.3) saab ka patoge­enide inaktiveerimist hinnata nende arvu muutumise kaudu. Patoge­enide arv pärast desinfitseerimist:

$$N = N_0 e^{-kt}, \quad (16.8)$$

kus N_0 on patoge­enide arv enne desinfitseerimist, k – patoge­enide inaktiveerimiskonstant (min^{-1}) ja t – aeg (min).

Kuna nii reo- kui ka heitvee patoge­enisisaldus võib olla väga suur, hinnatakse desinfitseerimise tõhusust patoge­enide arvu logaritmilise vähenemise kaudu:

$$\log \text{vähenemine} = \log\left(\frac{N_0}{N}\right) = \log(N_0) - \log(N). \quad (16.9)$$

Reovee patoge­enisisaldus väheneb ka tavapärase puhastuse käigus (tabel 16.5), kuid olenevalt suubla nõuetest (nt kui suublaks on suplemiseks kasutatav veekogu) võib olla vaja tõhusamat

desinfitseerimist. Veekasutuse riskianalüüsi käigus analüüsitakse tavaliselt patogeenide põhjustatavaid ohte inimese tervisele ja kavandatakse meetmed haiguste vältimiseks. Meetmete valimisel võetakse aluseks logaritmiline vähenemine, mida on vaja saavutada (nt „3-log“ tähendab, et patogeenisaldust on vaja vähendada 10^3 korda), kuid ka võimalikke negatiivseid kõrvalmõjusid (kõrvalsaaduste teket) ja vajalikke investeeringuid.

Tabel 16.5. Patogeenide logaritmiline vähenemine eri puhastusprotsesside käigus [7]

Puhastusprotsess	Viirused		Bakterid			Algloomad		Helmindid
	Entero- viirused	Coli - faagid	Coli- laadsed	<i>E.coli</i> , <i>Entero- cocci</i>	<i>C.perfrin- gens</i>	<i>Cryptospori- dium parvum</i>	<i>Giardia lamblia</i>	
Eelpuhastus	0–0,5	0–1	0–0,5	0–0,5	0–0,5	0–0,5	0,5–1	0–2
Aktiivmudapuhasti	0,5–2	0–3	1–3	1–3	0,5–2	0,5–1,5	0,5–1,5	1–2
Bioloogilise N- ja P- ärastusega aktiivmudapuhasti	1–2	1,5–3	1–3	2–3	2–3	0,5–1,5	1,5–2,5	1–2
Nõrgbiofilter	0–1,5	0–2	0–2	0–2	0–1	0–0,5	0–0,5	0,5–1
Sukelbiofilter	0,5–1,5	0,5–2	0,5–2	0,5–2	0–1	0–0,5	0–0,5	0,5–1
Biorootor	0–1	0–1,5	0,5–1,5	0,5–1,5	0–1	0–0,5	0–0,5	0,5–1
Koagulatsioon/ flokulatsioon	0,5–2	1–3	0–1	0–1	0–1	1–2	1–3	1–2
Liivfilter	1–3	1–3	0–3	0–3	0–2	0–2,5	0–3	1–2
Kangasfilter	0–0,5	0–0,5	2–3	1,5–2,5	0,5–1	0–0,5	0,5–1	2–3
Mikrofiltratsioon	0,5–2	1–2	1–4	1–4	1–4	2–4	2–4	2–4
Ultrafiltratsioon	2–4	3–4	3–4	3–4	3–4	3–4	3–4	> 4
Pinnasfilter	0,5–2	0,5–2	0,5–3	0,5–3	0,5–3	0,5–1	0,5–2	1–3
Biotiik	1–3	1–3	0,5–4	0,5–4	1–3	1–3	1–4	1–3
Membraanbioreaktor	1,5–6	2,5–6	3,5–6	3,5–6	3,5–6	2,5–6	2,5–6	3–6
Pöördosmoos	> 6	> 6	> 6	> 6	> 6	> 7	> 7	> 7
Kloorimine	1–3	0–2,5	2–6	2–6	1–2	0–0,5	0,5–1,5	0–1
Osoonimine	3–6	2–6	2–6	2–6	0–0,5	1–2	2–4	0–2
UV-töötlus	1–3	3–6	2–4	2–4	<0,5	>3	>3	0

Heitvee desinfitseerimise kolm peamist meetodit on kloorimine, osoneerimine ja UV-töötlus, millest kõige sagedamini kasutatakse kloorimist. Erinevate meetodite tõhusust saab hinnata Ct väärtuse (s.o desinfitseerimisvahendi jäägi ja kontaktaja korrutis) alusel (tabel 16.6). Näiteks saavutatakse bakterite ja viiruste 3-logaritmiline inaktiveerimine vaba klooriga, kui Ct on vastavalt 1,5–3 ja 4–5 mg·min/l. See tähendab, et vaba kloor on tõhusam bakterite kui viiruste inaktiveerimiseks. Kloordioksiid on ka algloomade tsüstide puhul tõhusam desinfitseerimisvahend kui kloor [7].

Tabel 16.6. Ct väärtused, mis on vajalikud filtreeritud heitvee patogeenisalduse vähendamiseks (20°C, pH=7) [7]

Organismid	Desinfektant	Ct väärtused, mg·min/l			
		1-log	2-log	3-log	4-log
Bakterid (coli- laadsed)	Cl ₂	0,4–0,6	0,8–1,2	1,2–1,8	1,6–2,4
	ClO ₂	0,4–0,6	0,8–1,2	1,2–1,8	1,6–2,4

Organismid	Desinfektant	Ct väärtused, mg·min/l			
		1-log	2-log	3-log	4-log
	Osoon	0,005–0,01	0,01–0,02	0,015–0,02	0,02–0,04
	UV*	10–35	15–40	20–70	30–110
Viirused	Cl ₂	–	1,5–1,8	2,2–2,6	3–3,5
	ClO ₂	–	5–5,5	9–10	12,5–13,5
	Osoon	–	0,25–0,3	0,35–0,45	0,5–0,6
	UV*	20–60	25–70	30–120	50–190
Algloomad (<i>Giardia lamblia</i>)	Cl ₂	20–30	45–55	70–80	–
	ClO ₂	5–5,5	9–11	15–16	–
	Osoon	0,25–0,3	0,45–0,5	0,75–0,8	–
	UV*	5–10	10–15	10–20	15–30
Algloomad (<i>Cryptosporidium parvum</i>)	Cl ₂	2000–2600	4000–5000	–	–
	ClO ₂	120–150	235–260	350–400	–
	Osoon	4–4,5	8–8,5	12–13	–
	UV*	10–15	10–15	15–25	20–40

* UV-annus (D_{UV}) võrdub kiirituse intensiivsuse ja eksponeerimisaja korrutisega.

16.4.1 Kloorimine

Heitvee kloorimisel lisatakse veele baktereid ja muid mikroorganisme hävitavaid klooriühendeid. Kloorimolekulid tungivad bakterite ja muude mikroorganismide membraanidesse ja hävitavad nende DNA, takistades sel moel nende paljunemist ja levimist [7].

Kloor on praktilisemaid ja laialdasemalt kasutatavaid reovee desinfitseerimisvahendeid. Seda võib kasutada mitmel kujul, nt vedelana või gaasilisena (Cl₂), naatriumhüpokloritina (NaOCl), kaltsiumhüpokloritina (Ca(OCl)₂) või klooridioksiidina (ClO₂). Gaasilise kloori ja hüpokloriti soolade lisamisel vette toimub hüdroolüüs ja ionisatsioon ning moodustuvad hüpokloorhape (HOCl) ja hüpokloritioonid (OCl⁻), mida nimetatakse ka vabaks klooriks. Vaba kloor reageerib kiiresti nitritifitseerimata heitvees leiduva ammoniaagiga, moodustades seotud klooriühendeid, nt monoklooramiini ja triklorometaane. Kloor hävitab suure hulga patogeene ja isegi kui nad ei sure, inaktiveeritakse nad nõnda, et nad ei ole paljunemisvõimelised. Kloori peetakse väga tõhusaks desinfektandiks, sest vesi jääb desinfitseerituks kaua pärast kloorimist. Reoveepuhastites kasutatakse kloori laialdaselt ka pragmaatilistel põhjustel, sest seda on väga lihtne annustada ja ta on teiste desinfektantidega võrreldes odav. On ka puudus: reovees olevad kloorijäägid on väga mürgised. Reovee kloorimine võib põhjustada mutageensete/kantserogeensete desinfitseerimissaaduste moodustumise, mis tulenevad kloori reaktsioonist reovees leiduvate orgaaniliste ühenditega. Kloorijäägid võivad püsida heitvees mitu tundi. Selleks et vähendada veekeskkonnas tekkivaid negatiivse mõjusid, tuleb klooritud reovesi sageli deklorida. Seetõttu ei ole heitvee

desinfitseerimine klooriga parim tehnoloogiline lahendus, keskkonnasõbralikum võib olla UV või osoon. Kloorimise eelised ja puudused on tabelis 16.7.

Tabel 16.7. Kloorimise eelised ja puudused

Eelised	Puudused
<ul style="list-style-type: none"> ● usaldusväärne ja tõhus paljude patogeensete organismide vastu; ● kulutõhusam kui UV- või osooniga desinfitseerimine; ● reoveepuhasti väljavooluvette jääv kloorijääk võib jätkata desinfitseerimist isegi pärast esmast puhastamist ja seda saab protsessi tõhususe hindamiseks mõõta; ● annustused on paindlikud ja neid saab hõlpsasti juhtida; ● teiste desinfitseerimisviisidega võrreldes odav; ● kloor võib desinfitseerimise ajal kõrvaldada ka teatud kahjulikke gaasilisi ühendeid. 	<ul style="list-style-type: none"> ● kloorijääk on mürgine vee-elustikule ja süsteem võib vajada dekloorimist isegi kloori väikese kontsentratsiooni kasutamisel; ● kõik kloori vormid on väga söövitavad ja mürgised, seetõttu nõuab kloori ladustamine, transport ja käitlemine tavalisest suuremat ohutust; ● kloor reageerib reoveses teatud tüüpi orgaaniliste ainetega, luues ohtlikke ühendeid (nt trihalometaane); ● kloorijäägid on ebastabiilsed; ● suure BHT-ga reovesi vajab piisavaks desinfitseerimiseks suuri klooriannuseid.

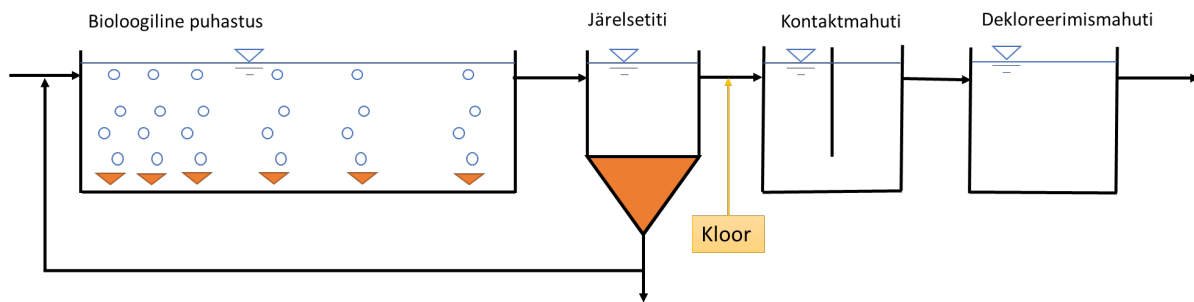
Dekloorimine on vaba ja kombineeritud kloori jääkide kõrvaldamine selleks, et vähendada vee jääktoksilisust pärast kloorimist ja enne suublasse juhtimist. Kõige tavalisemad dekloorimiskemikaalid on vääveldioksiid (SO_2) ja naatriumvesiniksulfit (NaHSO_3) [27]. Alternatiivina on võimalik kloorijääke kõrvaldada ka aktiivsõega. Selleks kasutatakse tavaliselt granuleeritud aktiivsõega (GAC) täidetud gravitatsiooni- või survefilterkihte, milles aktiivsõekiht kõrvaldab kloorijäägid koos orgaaniliste ühenditega. Aktiivsõe kasutamist peetakse dekloorimist kulutõhusaks ainult siis, kui on vaja kõrvaldada ka muid orgaanilisi ja anorgaanilisi saasteaineid [7]. Kloori üldjääki on tavaliselt võimalik vähendada tasemeni, mis ei ole vee-elustikule toksiline.

Kloorimissüsteemi tõhusus ja käitamine

Desinfitseerimiseks vajalik klooriannus oleneb heitvee klooriga reageeriva orgaanilise aine sisaldusest. Mida suurem see on, seda rohkem peab kloori lisama. Keskmine heitvett desinfitseeriv annus jääb vahemikku 1–20 mg/l aktiivset kloori. Et vajalik viibeaeg on 15–30 minutit, tuleb rajada eraldi kontaktmahuti (joonis 16.16). Kuna kloor on väga pH-tundlik, on desinfitseerimine vaid siis võimalik, kui pH jääb vahemikku 6–8. Desinfitseeriv toime on tagatud, kui kontaktmahutis on üle 0,2 mg/l aktiivset kloori. Liigne aktiivne kloor tuleks aga enne heitvee suublasse juhtimist kõrvaldada näiteks $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ -ga (naatriummetabisulfitiga) [27].

Kloori kasutamisel tuleb lähtuda kindlatest tööohutusnõuetest, sest tegemist on ohtliku kemikaaliga. Seetõttu võivad klooriseadmeid käitada vaid selleks koolitatud spetsialistid. Ohtlikuks peetakse

olukorda, kui tööruumide õhus on üle $1,5 \text{ mg/m}^3$ gaasilist kloori – limaskestasid ärritavat terava lõhnaga rohekat gaasi.



Joonis 16.14. Heitvee kloorimise põhimõtteline skeem

Looduslikes pinnaveses reageerivad kloor, hüpoklorit ja kloordioksiid mitmesuguste orgaaniliste ja anorgaaniliste ühenditega ning tekkida võivad ohtlikud AOX, THM, kloorfenoolid ning kloori ja ammoniumühendid. Võrreldes klooriga on kloordioksiidi ohtlike ühendite tekkepotentsiaal väiksem. Dekloreerimata heitvesi, milles on $0,3\text{--}0,6 \text{ mg/l}$ aktiivset kloori, mõjutab pinnaveekogude elustikku, hävitades taimi ja loomi, negatiivset mõju avaldab juba $0,05\text{--}0,1 \text{ mg/l}$. Reoveepuhastist pärit klooriühendid pääsevad kalade toiduringesse.

Kloorimise täpset tõhusust on raske hinnata, sest see sõltub paljudest teguritest: vee kloorisisaldusest, temperatuurist ja pH-st, bakterite tüübist ja nende arvust vees. Desinfitseerimisastet on võimalik reguleerida kloori annuse ja kontaktajaga. Annus on tavaliselt vahemikus 5 kuni 20 mg/l . Reovee optimaalseks desinfitseerimiseks on oluline, et kloor seguneks veega kiiresti ja ühtlaselt. Segamiskamber peab olema konstrueeritud nii, et segu kloorisisaldus ja kokkupuuteaeg tõvestavate mikroorganismidega oleks piisav [7].

16.4.2 UV-töötlus

Ultraviolettkiirgusega desinfitseerimine on Euroopa reoveepuhastusjaamades muutumas üha levinumaks [7]. See kõrgemate ohutusstandarditega füüsikaline protsess ei kasuta lisakemikaale ega tekita toksilisi jääke ning hävitab soovimatud mikroorganismid (algloomade parasiidid, *E.coli*, enterokokid). Kuna UV-energia neeldub DNA-sse, põhjustab nukleiinhappe kahjustus raku struktuuri muutust, mis takistab organismi paljunemist. Tegemist on ohutu, tõhusa ning kiiresti areneva tehnoloogiaga.

Organismi neeldunud UV-valguse hulka mõõdetakse peegelduvuse või läbilaskvuse järgi. Reovesi ja selle koostisosad, eriti heljuvad osakesed, vähendavad UV-kiirte läbilaskvust ja neeldumist. UV-

kiirguse neeldumine DNA-molekulis sõltub kiirguse lainepikkusest, kõige tõhusam mikroobe hävitav spektraalpiirkond on vahemikus 250–265 nm.

Heitvee desinfitseerimisel kasutatakse peamiselt elavhõbedaaure sisaldavaid UV-lampe lainepikkusega 254 nm. Energia tekib elavhõbeda auru ergastamisel elektrikaare abil, mille tulemuseks on ultraviolettkiirgus. Vastavalt tööpõhimõttele on tavapäraseid UV-lampe kolme tüüpi: madala rõhu ja madala intensiivsusega (ingl *low-pressure low-intensity*, LPLI), madala rõhu ja kõrge intensiivsusega (ingl *low-pressure high-intensity*, LPHI) ja keskmise rõhu ja kõrge intensiivsusega (ingl *medium-pressure high-intensity*, MPHI). UV-lampide töönäitajad on esitatud tabelis 16.8. UV-desinfitseerimise tehnoloogia on kasutusel suurtes reoveepuhastites, meditsiinasutustes, ujulates ja kodumajapidamistes [7, 28, 29]. UV-kiirguse kasutamise eelised ja puudused on tabelis 16.9.

Tõhusaid LPLI-lampe kasutatakse väikestes ja keskmistes puhastites ning MPHI-lampe suurtes reovee- puhastites ja kombineeritud kanalisatsiooni ülevooludes. Lampide keskmine eluiga on 5000 kuni 16000 tundi [7, 28, 29]. Lampide kiirgusintensiivsus võib ajapikku väheneda, eriti kui nende pind hakkab kõrge temperatuuri tõttu ketendama.

Tabel 16.8. UV-lampide tüüpilised töönäitajad [7]

Näitaja	Ühik	Lambi tüüp		
		LPLI	LPHI	MPHI
Rõhk	mm Hg	0,007	0,01–0,8	100–10000
Kogu võimsustarve	W	40–100	200–500	1000–13000
Väljund 254 nm juures	W	25–27	60–400	100–2000
Bakteritsiidne väljund/sisend	%	30–50	35–50	15–20
Töötemperatuur	°C	35–50	100–150	600–800
Mõõtmed				
Pikkus	m	0,75–1,5	1,8–2,5	0,3–1,2
Läbimõõt	mm	15–20	Varieeruv	Varieeruv
Lambi hinnanguline eluiga	h	8000–12000	9000–15000	3000–8000
UV-lambi kvartshülsi eluiga (ingl <i>sleeve life</i>)	aastat	4–6	4–6	1–3
Liitseedme eluiga (ingl <i>ballast life</i>)	aastat	10–15	10–15	3–5
Väljundvõimsuse vähenemine lambi hinnangulise kasutusea korral	% uue lambi võimsusest	20–25	25–30	20–25

LPLI – madala rõhu ja madala intensiivsusega, LPHI – madala rõhu ja kõrge intensiivsusega, MPHI – keskmise rõhu ja kõrge intensiivsusega.

UV-lambitehnoloogiaid on pidevalt täiustatud ja tulevikus võivad reoveepuhastites peale traditsiooniliste UV-lampide kasutusele tulla ka uued UV-lambiarendused. Tulevased suunad UV-lambiturul on impulss-lairibaenergiaga ksenoon-UV-lambid, kitsaribalised eksimer-UV-lambid,

mikrolainejõul töötavad suure intensiivsusega UV-lambid ja UV-valgust kiirgavaid diod- (LED-) lambid [7].

Tabel 16.9. UV-kiirguse kasutamise eelised ja puudused

Eelised	Puudused
<ul style="list-style-type: none"> • muudab soovimatud mikroorganismid paljunemisvõimetuks; • inaktiveerib tõhusalt enamiku viirustest, bakteritest ja seentest; • on füüsikaline protsess, mitte keemiline desinfektsioonivahend; • ei mõjuta vee maitset ega lõhna; • puuduvad jääkmõjud, mis võiksid kahjustada inimesi või veeorganisme; • seadmed nõuavad vähem ruumi võrreldes teiste tehnoloogiatega, kerge automatiseerida (üleannustamine on välistatud) ja hooldada. 	<ul style="list-style-type: none"> • väikesed annused ei pruugi mõnda viirust, eoseid ja tsüste tõhusalt inaktiveerida; • võrreldes kloorimisega kulub mõnede mikroorganismide hävitamiseks rohkem aega; • reovee hägusus ja heljumi koguhulk võivad muuta UV-desinfitseerimise ebatõhusaks; • võib vajada suurt hulka lampe, protsessi kestus võib varieeruda; • kloori kasutamisega võrreldes oluliselt kallim meetod.

UV-reaktorid liigitatakse peamiselt kontakt- ja mittekontaktreaktoriteks. Avatud kanali või suletud anumaga kontaktreaktoris võivad UV-lambid paikneda paralleelselt, risti või voolu suunas kaldu (joonis 16.17). Kuna lambid on töötamise ajal reovee sees, on nad tavaliselt ümbritsetud kvartshülsiga. Hülsidega lambid paiknevad moodulis või rennis, mille saab ümbritseda suletud kestaga, ning nende vahekaugus on 75 kuni 150 mm. Hooldamiseks või lampide vahetamiseks saab lambimoodulit tõsta veepinnast kõrgemale või tõmmata lambid anumast välja. Et vältida kvartsmuhvide saastumist ja UV-desinfektsioonisüsteemi jõudluse vähenemist on oluline hoolitseda nende nõuetekohase mehaanilise või keemilis-mehaanilise puhastamise eest. Kontaktivabas reaktoris riputatakse lambid paralleelselt voolu suunaga vedeliku kohale, vedelikuga nad kokku ei puutu ning neid ümbritsevad heitvett juhtivad torud. "Kuivade" töötingimuste tõttu ei ole kvartshülsisisene lambikorpus vajalik. Kanalisisene toruline hüdraulika tagab automaatse "isepuhastuva" ja "määrduiskindla" mehhanismi.

UV-kiirgusega desinfitseeritav vesi peab vastama järgmistele nõuetele:

- veekiht peab olema õhukene (kuni 7,5 cm);
- värvus < 15°, soovitatav 0°;
- rauasisaldus max 0,3 mg/l, soovitatav < 0,01 mg/l;
- hägusus max 5 NTU, soovitatav < 1,0 NTU.



Joonis 16.15. Heitvee desinfitseerimine UV-kiirguse abil [30]

UV-kiiritamise tõhusus

UV- kiirguse tõhusaks toimimiseks on vaja heitvett eelnevalt filtrida (nt membraanfiltris). Tavaliselt on UV-desinfitseerimine väga tõhus, kuid patogeensete mikroorganismide inaktiveerimise tagamiseks on vaja täpset UV-kiirguse annust. Tõhusust mõjutavad teisedki olulised tegurid: sissevooluvee ja soovitud heitvee kvaliteet, desinfitseerimisprotsessi toimivus ja reaktori füüsikalised, keemilised ja hüdraulilised omadused [7, 31]. Arvestades seda, et tegemist on ohutu ja ökoloogilise protsessiga (kahjulikke jääke ei teki), pole üllatav, et UV-kiirituse populaarsus kasvab. Nagu kloorigi puhul, ei suuda ultraviolettvalgus hävitada kõiki vees leiduvaid ohtlikke aineid, mõnede mikroorganismide hävitamiseks kulub ka rohkem aega. Kogu protsess on pikk ja nõuab rohkeid UV-valguse annuseid ning UV-valgusega töötlemine on võrreldes klooriga oluliselt kallim.

Viiruste vastupidavus UV-kiirgusele on üldiselt tugevam kui bakteritel. Kui bakterite 4-logaritmiline inaktiveerimine on kergesti saavutatav UV-doošiga 10 mJ/cm^2 , siis viiruste kõrvaldamiseks vajalik annus on reeglina $10\text{--}140 \text{ mJ/cm}^2$, kuid näiteks koroonaviiruse SARS-CoV-2 UV-vastupidavus on veelgi suurem (1176 mJ/cm^2). Võrdluseks: osoonimine ja kloorimine on tõhusad meetodid viiruste inaktiveerimiseks ning enamiku asjaomaste viiruste 4-logaritmilise kõrvaldamise kontaktaeg on vastavalt alla $1 \text{ mg}\cdot\text{min/L}$ ja $10 \text{ mg}\cdot\text{min/L}$. Algloomad, seemed ja bakterite eosed on desinfitseerimise suhtes vastupidavamad. Desinfitseerimist mõjutavad temperatuur, pH, orgaanilised ained, hägusus ja muud näitajad. Väike pH soodustab desinfitseerimist ning suure pH toime on vastupidine. Joogivee ja reovee puhastamisel tuleb desinfitseerimistehnoloogia valimisel arvestada mikroorganismide vastupidavusomadusi ja muid mõjutegureid [31].

UV-seadmete käitamine

Heitvee UV-desinfitseerimisseadmed töötavad tavaliselt automaatselt ja vajavad vähe inimsekkumist. Käitus ja hooldamine sõltuvad kasutatavast UV-reaktorist. UV-desinfektsioonisüsteemi tõhusus on reovee omadustest, UV-kiirguse intensiivsusest, mikroorganismide kiirgusega kokkupuutumise ajast ja reaktori konfiguratsioonist. Iga puhasti puhul sõltub desinfitseerimise edukus reovee kolloidsete ja tahkete osakeste sisaldusest. UV-desinfektsioonisüsteemi põhikomponendid on elavhõbekaarlambrid, reaktor ja liiteseadised ning UV-kiirguse allikas on väikese või suure intensiivsusega madala või keskmise rõhuga elavhõbe-kaarlamp. UV-desinfektsioonisüsteemide maksumus sõltub tootjast, asukohast, tehase võimsusest ja desinfitseeritava reovee omadustest. UV-desinfitseerimise kogukulud võivad olla konkurentsivõimelised kloorimisega, kui see hõlmab ka deklorimisetappi. Probleemiks võib olla reovee suur hägusus ja heljumisisaldus, mis võivad muuta UV-desinfitseerimise ebatõhusaks.

16.5 Osoonimine

Osoon on hinnatud keemiline ühend veetöötluses, sest see on tugev oksüdant, reageerib paljude ainetega ning ei anna kahjulikke kõrvalsaadusi (v.a bromaadid). Osoonimine on oma olemuselt kemisorptsioonprotsess – samaaegselt osooni massiläbikandega gaasifaasist vedelfaasi toimuvad vedelfaasis keemilised reaktsioonid. Osoonimist rakendatakse nii eelpuhastuses, järelpuhastuses (süvapuhasustuseks) kui ka desinfitseerimisel.

Osoon on ülitõhus desinfitseerimisvahend, mida on kasutatud vee lõhna ja värvi vähendamiseks ning veevarustuses. Heitvee desinfitseerimine kloori asemel osooniga on klooritud orgaaniliste ainete ja kloorijääkide toksilisuse tõttu heitveesuublate vee-elustikule ning deklorimise kallinemise tõttu viimastel aastatel kasvanud. Osoon on bakterite, viiruste (püsivaim on *Poliovirus*) ja algloomade (*Cryptosporidium parvum*, *Giardia lamblia*) suhtes tõhus desinfektant, mis kõrvaldab reoveest nii kahjulikud mikroorganismid kui ka hägususe ning tapab kuni 99% kahjulikest bakteritest *E. coli*.

Osoon on tugevamaid veetehnoloogias kasutatavatest oksüdantidest, mis lahustub vees paremini kui hapnik, ent halvemini kui kloor. Lahustuvust mõjutavad temperatuur, rõhk, pH, vesilahuse ioontugevus ning orgaaniliste ainete ja lisandite olemasolu. Vees lahustunud osoon laguneb hapnikuks, atomaarseks hapnikuks ja vabadeks hüdroksüülradikaalideks (radikaalide, eriti väga reaktsioonivõimeliste hüdroksüülradikaalide ($^{\circ}\text{OH}$) teke kiireneb vee pH kasvuga). Destilleeritud 20 °C-ses vees on osooni poolestusaeg 20–30 minutit. Kui vees on osooniga reageerivaid ühendeid, on see aeg veelgi lühem. Kui osoon reageerib vees leiduvate anorgaaniliste või orgaaniliste ainetega,

osaleb reaktsioonis ainult üks osoonimolekuli hapnikuaatomitest, ülejäänud kaks moodustava hapnikumolekuli. Osoon võib reageerida ühenditega kas otsese või kaudse reaktsiooni mehhanismi kohaselt [31]:

- kaudsed reaktsioonid hõlmavad radikaalide teket. Esimene aste on osooni lagunemine, mida kiirendavad initsiaatorid, nagu hüdroksiidioon ($^{\circ}\text{OH}$), et moodustada sekundaarseid oksüdeerijaid, nt hüdroksüülradikaale. Need reageerivad lahustunud ainetega mitteselektiivselt ja kiiresti (kiiruskonstant $10^8\text{--}10^{10}$ l/(mol·s)). Radikaaliline reaktsioonitee on väga keeruline ning seda mõjutavad mitmed ained;
- otsesed reaktsioonid orgaaniliste ühenditega on selektiivsed ning väikeste kiiruskonstantidega (tavaliselt vahemikus $1,0\text{--}10^3$ l/(mol·s)). Otsene osoonimine on oluline vaid siis, kui radikaalilised reaktsioonid on pärsitud, st et vesi ei sisalda ahelreaktsioone initsieerivaid ühendeid või sisaldab ahelreaktsioone väga kiiresti lõpetavaid ühendeid. Desinfitseerimisel osaleb peamiselt molekulaarne osoon, kuna reaktsioonivõimeliste radikaalide eluiga on tõhusa desinfitseerimise jaoks liiga lühike.

Orgaanilisi aineid oksüdeerib osoon reeglina aldehyüdide ja ketoonideni ning edasi orgaaniliste hapeteni. Teoreetiliselt on osoon võimeline orgaanilisi aineid lõhustama CO_2 -ks ja veeks, ent selleks on vaja väga suuri osooniannuseid (> 25 mooli/mool), mis pole majanduslikult otstarbekas.

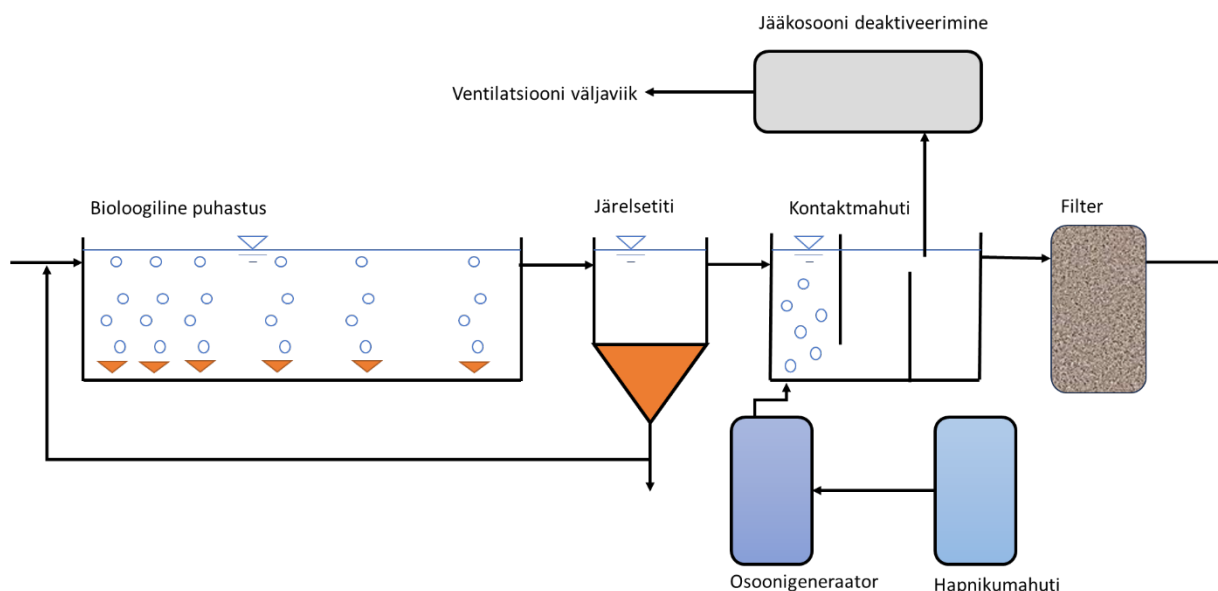
Osoonimise tõhusus

Osoonimise desinfitseeriv toime tuleneb oksüdeerivatest omadustest, mis on kordades suuremad kui klooril, ning sellest, et osooni lahustuvus vees on peaaegu 10 korda suurem kui hapnikul. Osoonil on ka oluline roll süvapuhasustuses, kus seda rakendatakse nii bioloogiliselt raskesti lagundatava orgaanilise aine kõrvaldamiseks kui ka ravimijääkide oksüdeerimiseks vähemohlikeks ühenditeks. Osoonikulu või -annust mõjutavad reovees sisalduvad saasteained [26]:

- lahustunud orgaaniline süsinik (DOC), mis näitab lahustunud orgaaniliste ainete, sealhulgas ravimijääkide sisaldust. Osoonimisel need ained lagundatakse, seega mida suurem on DOC, seda rohkem kulub osooni;
- keemiline hapnikutarve (KHT), mis näitab orgaaniliste ja anorgaaniliste ainete oksüdeerimiseks kuluva hapniku kogust. Osoonimine vähendab KHT-d 12–17% ning kui sellele järgneb bioloogiline puhastus isegi 20–40%;
- nitrit (NO_2), mis oksüdeeritakse osoneerimisel NO_3 -ks ning milleks kulub *ca* 3,43 mgO_3 ;
- heljum, mille suur orgaanilise aine sisaldus nõuab suuremat osooniannust;

- bromiid, mille reageerimisel osooniga tekib bromaat, mis on keskkonnale ravimijäägist veelgi ohtlikum. Seetõttu on vaja eriti rannikuäärsetes asulates enne osoonimistehnoloogia valikut analüüsida bromiidisisaldusi. Osoonida ei tohiks, kui bromiidisisaldus on üle 0,15 mg/l ning vajalik osooniannus on suurem kui 0,7 mg/mgDOC.

Vajalik osooniannus oleneb ka osooni annustussüsteemist, annustuspunkti sügavusest (näiteks reaktsioonikamber võib sügav olla), temperatuurist (temperatuuri tõustes osooni kasutegur väheneb). Osooni on võimalik injektorite abil annustada otse torusse, kuid järgnema peab kontaktmahuti (vt joonis 16.18). Kuna osoonimisel tekivad vaheühendid, mis võivad keskkonnale esialgselt ühendist ohtlikumad olla, peaks osoonimisele järgnema järelpuhastus: aktiivsüsi- või biokileprotsess (biokilepuhastina toimib ka liivfilter).



Joonis 16.16. Heitvee osoonimise põhimõtteskeem, kui osooni toodetakse veeldatud hapnikust

Kuigi desinfitseerimiseks vajalik annus oleneb reovee koostisest, võib rakendada järgmisi väärtusi [27, 32]:

- osooniannus 5–35 g/m³;
- kontaktaeg 5–30 min;
- osooni jääkkontsentratsioon 0,1–1 g/m³.

Ravimijääkide ja muude orgaaniliste ainete kõrvaldamiseks vajaliku osooniannuse D_{dim} määramisel arvestatakse vee DOC- ja NO₂-sisaldust [26]:

$$D_{dim} = D_{DOC} \times C_{DOC} + 3,43C_{Nitrit} \text{ (mgO}_3\text{/l)}, \quad (16.10)$$

kus D_{DOC} on DOC-spetsiifiline osooniannus, tüüpiliselt 0,3–0,9 mgO₃/mgDOC; C_{DOC} – DOC-sisaldus mg/l; C_{Nitrit} – nitritisisaldus (mg/l).

Mida suurem on osooniannus DOC kohta, seda suurem on selle kõrvaldamise tõhusus. Samas tähendab suurem annus ka suuremaid käituskulusid, seetõttu on osoonimisetapi kavandamisel vaja alati teha pilootkatseid.

Osoonigeneraatori paigalduskoha valikul peaks lähtuma järgmistest kriteeriumitest [27]:

- ruumi temperatuur ei tohi ületada 30 °C ning õhuniiskus 60%;
- ruum olgu võimalikult tolmuvaba;
- ruumis ei tohi olla muid oksüdeerivaid aineid (nt koagulante);
- ehitusel tuleb kasutada osoonikindlaid materjale;
- jääkosoon tuleb enne keskkonda juhtimist heitveest kõrvaldada, maksimaalne lubatud osoonisisaldus on 0,02 mg/m³.

Osoonimise eelised ja puudused on tabelis 16.10.

Tabel 16.10. Osoonimise eelised ja puudused

Eelised	Puudused
<ul style="list-style-type: none"> • osoon on viiruste, bakterite ja mikrosaaainete hävitamisel tõhusam kui kloor; • osoonimisprotsess rakendab lühikest kokkupuuteaega (10 kuni 30 minutit); • ei teki kahjulikke jääke, mida tuleks kõrvaldada, sest osoon laguneb kiiresti; • osoon toodetakse kohapeal ja seega on transpordi ja käitlemisega seotud ohutusprobleeme vähem; • osoonimine suurendab heitvee lahustunud hapniku sisaldust, mis võib välistada õhustamise vajaduse; • osoon kõrvaldab ka raskesti lagundatavat orgaanilist ainet (nt ravimijääke). 	<ul style="list-style-type: none"> • väike osooniannus ei pruugi tõhusalt inaktiveerida mõningaid viirusi, bakterid ja mikroorganisme; • kuna osoonimisel ei teki püsivat osooni jääksisaldust, võivad mikroorganismid veetorustikus ja mahutites taaskasvada; • osoonimine on keerulisem tehnoloogia kui kloor- või UV-desinfektsioon ning nõuab keerulisi seadmeid ja tõhusaid süsteeme; • osoon on väga reaktiivne ja söövitav, mistõttu seadmed peavad olema korrosioonikindlad, nt roostevabast terasest; • osoonimine ei ole ökonoomne reovee puhul, milles on palju heljumit ning mille biokeemiline hapnikutarve, keemiline hapnikutarve või orgaanilise süsiniku sisaldus on suur; • kulud võivad kapitali ja energiamahukuse poolest olla suhteliselt suured; • osooni kõrvalsaadus võib keskkonnale olla ohtlikum kui algne ühend; • osooni ei saa kasutada, kui vee bromiidisisaldus on üle 0,15 mg/l.

Osoonimissüsteemi käitamine

Osoon on inimese tervisele ohtlik gaas, mistõttu tööhutusmeetmed on äärmiselt tähtsad. Osooni mõju avaldub esmalt limaskestadel: silmades, ninas ja kopsudes. Kui viibida pikemat aega ruumis, kus õhu osoonisaldus on üle 0,2 mg/m³, tekib kõhahoog. Alates 4 mg/m³-st ilmnevad mürgistusnähud ning kui osooni on õhus üle 20 mg/m³, võib inimene surra. Arvestada tuleb [27], et:

- ruumiõhu maksimaalne lubatud osoonisaldus on 0,2 mg/m³;
- ruume peab olema võimalik ventileerida ilma neisse sisenemata;
- ruumides, kus õhk võib osooniga reostuda, peavad olema ohust teavitavad andurid;
- osoonimisseadmeid võivad käitada vaid pädevad spetsialistid, kes on ohtudest teadlikud.

Osoonimisetapi kavandamisel nii desinfitseerimise kui ka ravimijääkide kõrvaldamise eesmärgil võib lähtuda DWA reeglistikust [32].

Osoonimine aktiivsöe juuresolekul

Osooni kui tugeva keemilise oksüdandi lisamine puhastusprotsessi omab mitmeid eeliseid: osoon lagundab nii toksilisi kui ka reoaineid, suurendab reovee biolagundatavust ja aktiivmudatöötamise korral biomassi aktiivsust ning vähendab jääkmuda kogust. Orgaaniliste ühendite adsorbendina tuntud aktiivsöe viimine kombineeritud protsessi stabiliseerib bioreaktori tööd, vähendab reovee toksilisust ning lenduvate orgaaniliste ühendite emissiooni, aktiivmudatöötamise puhul soodustab jääkmuda tihendamist ja tahendamist. Osooni ning aktiivsöe kombineerimine ning sidumine aeroobse biooksidatsiooniga võimaldab vähendada rahalisi kulusi, kuna osooni ja aktiivsütt tarbitakse vähem.

Osoonimise kombineerimine aktiivsüsiadsorptsiooniga (O₃/AS) tõstab puhastusprotsesside tõhusust kolmel viisil:

- aktiivsüsi toetab osooni lagunemist radikaalideks, mille reageerimisvõime on osooni omast suurem;
- osoon regenereerib aktiivsütt;
- väikesed aktiivsöe- ja osooniannused parandavad aktiivmuda settimisomadusi.

Viidatud allikad

- [1] S. A. Al-Saydeh, M. H. El-Naas, S. J. Zaidi, "Copper removal from industrial wastewater: A comprehensive review," *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, vol. 56, pp. 35–44, Dec. 2017, doi: 10.1016/j.jiec.2017.07.026.

- [2] J. Karu, Veevärk. Tallinn: TTÜ Kirjastus, 2016.
- [3] J. Koivunen, Effects of Wastewater Treatment on Hygienic and Physico-Chemical Quality of Wastewaters . Kuopio: University of Kuopio, 2007.
- [4] PNR UK Ltd, “Water filter nozzles,” 2023. [WWW] <https://www.pnr.co.uk/products/water-filter-nozzles/> (Jun. 02, 2023).
- [5] ООО “МОЛПРОМСНАБ,” “Фильтры осветлительные ФОВ описание,” 2023. [WWW] <https://molpromsnab.deal.by/p58617029-filtry-osvetlitelnye-fov.html> (Jun. 02, 2023).
- [6] Weilan Water Treatment, “Dyсанд filter.” [WWW] <https://www.weilanwaters.com/products/1.html> (accessed Apr. 10, 2023).
- [7] S. R. Qasim, Wastewater Treatment and Reuse Theory and Design Examples, Volume 2. CRC Press, 2017. doi: 10.1201/b22366.
- [8] D.-I. Firk et al., “ATV A 203E Wastewater Filtration Using Space following Biological Treatment,” 1995.
- [9] J. Väänänen, “Microsieving in municipal wastewater treatment: Chemically enhanced primary and tertiary treatment,” Lund University, Lund, 2017.
- [10] M. Ljunggren, “Micro screening in wastewater treatment – an overview.,” Vatten, vol. 62, pp. 171–177, 2006.
- [11] C. Remy, M. Boulestreau, B. Lesjean, “Proof of concept for a new energy-positive wastewater treatment scheme,” Water Science and Technology, vol. 70, no. 10, pp. 1709–1716, Nov. 2014, doi: 10.2166/wst.2014.436.
- [12] L. Desa, P. Kängsepp, L. Quadri, G. Bellotti, K. Sørensen, C. Pellicer-Nàcher, “Improving and upgrading an existing activated sludge with a compact MBBR – disc filters parallel line for municipal wastewater treatment in touristic alpine areas,” Water Pract Technol, vol. 15, no. 2, pp. 515–527, Jun. 2020, doi: 10.2166/wpt.2020.043.
- [13] Veolia Water Technologies AB, “Hydrotech,” 2023. [WWW] <https://www.hydrotech.se/en> (Jun. 02, 2023).
- [14] Hydrok UK, “Pile Cloth Media Filtration.” [WWW] https://cms.esi.info/Media/documents/29064_1447849850582.pdf (Jun. 02, 2023).
- [15] B.-M. Wilén, M. Cimbritz, T. Pettersson, A. Mattsson, “Large scale tertiary filtration – results and experiences from the discfilter plant at the Rya WWTP in Sweden,” Water Pract Technol, vol. 11, no. 3, pp. 547–555, Sep. 2016, doi: 10.2166/wpt.2016.063.
- [16] P. Kängsepp et al., “Performance and operating experiences of the first Scandinavian full-scale Discfilter installation for tertiary phosphorus polishing with preceding coagulation and flocculation,” Water Pract Technol, vol. 11, no. 2, pp. 459–468, Jun. 2016, doi: 10.2166/wpt.2016.040.
- [17] M. Langer, J. Väänänen, M. Boulestreau, U. Miehe, C. Bourdon, B. Lesjean, “Advanced phosphorus removal via coagulation, flocculation and microsieve filtration in tertiary treatment,” Water Science and Technology, vol. 75, no. 12, pp. 2875–2882, Jun. 2017, doi: 10.2166/wst.2017.166.
- [18] J. Nunes, Fredriksson, P. Lindqvist, A. Mattsson, “Experience of full scale operation of disc filter as a final treatment step at Gryaab,” NORDIWA 2013. 2013. [WWW] http://www.svensktvatten.se/FoU/Konferenser-ochseminarier/konf-sem_dokumentation/Nordiwa-2013/AvloppsvattenreningWastewatertreatment/
- [19] J. Nunes, O. Fredriksson, P. Lindqvist, A. Mattsson, “Erfarenheter av fullskaledrift av skivfilter som slutsteg på Gryaab (In Swedish) Experience of full scale operation of disc filter as a final treatment step at Gryaab.,” in NORDIWA 2013, 2013.
- [20] K. de Gussem, T. Wambecq, J. Roels, A. Fenu, G. de Gueldre, B. van de Steene, “Cost optimisation and minimisation of the environmental impact through life cycle analysis of the waste water treatment plant of Bree (Belgium),” Water Science and Technology, vol. 63, no. 1, pp. 164–170, Jan. 2011, doi: 10.2166/wst.2011.027.
- [21] Svenskt Vatten, “Avloppsteknik 2. Reningsprocessen. Publikation U2,” Stockholm, 2020.
- [22] Degrémont SA, Water Treatment Handbook, 7th ed. Degrémont-Suez, 2007.