

Förstudie Läkemedelsrening Norrtälje Vatten och Avfall AB

Norrtälje Vatten och Avfall AB

Teknikutredning

Stockholm 2022-02-07

Teknikutredning

sammanställning av aktuella tekniker för läkemedelsrening

Datum	2022-02-07
Uppdragsnummer	1320057872
Utgåva/Status	Slutlig

Sara Stemme	Anneli Andersson Chan/ Matilda Jirblom/Louise Ulveland	Sara Stemme/ Johanna Grim
Uppdragsledare	Handläggare	Granskare

Ramboll Sverige AB
Dragarbrunnsgatan 78B
753 20 Uppsala

Telefon 010-615 60 00

Unr 1320057872

Organisationsnummer 556133-0506

Innehållsförteckning

1.	Inledning	5
1.1	Bakgrund och syfte	5
1.2	Projektbeskrivning.....	6
1.3	Syfte	7
1.4	Organisation	7
2.	Omvärldsanalys.....	8
2.1	Sverige	8
2.2	Europa.....	10
2.3	Kostnader	11
3.	Tekniska lösningar för läkemedelsrening	12
3.1	Granulerat aktivt kol (GAK)	14
3.1.1	Allmänt	14
3.1.2	Reningseffekt	15
3.1.3	Designparametrar	18
3.1.4	Konceptuell design för Rimbo ARV	20
3.1.5	Miljöpåverkan	22
3.1.6	Logistik.....	23
3.1.7	Kostnad	23
3.1.8	Kompatibilitet med Rimbo ARV	24
3.2	Ultrafiltrering/Membranbioreaktor & Biologiskt Aktivt Filter (UF/MBR-BAF(GAK))	25
3.2.1	Allmänt	25
3.2.2	Reningseffekt	25
3.2.3	Designparametrar	27
3.2.4	Konceptuell design för Rimbo ARV	28
3.2.5	Miljöpåverkan	29
3.2.6	Logistik.....	30
3.2.7	Kostnad	30
3.2.8	Kompatibilitet	30
3.3	Pulveriserat Aktivt Kol (PAK).....	31
3.3.1	Allmänt	31
3.3.2	Reningseffekt	31
3.3.3	Designparameterar.....	33
3.3.4	Konceptuell design	34
3.3.5	Miljöpåverkan	34
3.3.6	Logistik.....	35

3.3.7	Kostnad	35
3.3.8	Kompatibilitet med Rimbo ARV.....	36
3.4	Ozon med/utan efterföljande filter.....	37
3.4.1	Allmänt.....	37
3.4.2	Reningseffekt	38
3.4.3	Designparametrar.....	41
3.4.4	Konceptuell design av ozonering med efterföljande filter	43
3.4.5	Miljöpåverkan	44
3.4.6	Logistik.....	46
3.4.7	Kostnad	46
3.4.8	Kompatibilitet med Rimbo ARV.....	47
3.5	Väteperoxid (H ₂ O ₂) och UV	49
3.5.1	Allmänt.....	49
3.5.2	Reningseffekt	50
3.5.3	Designparametrar	50
3.5.4	Konceptuell design	52
3.5.5	Miljöpåverkan	52
3.5.6	Kostnad	53
3.5.7	Logistik.....	53
3.5.8	Kompatibilitet med Rimbo ARV.....	53
4.	Övriga tekniker för läkemedelsrening	54
4.1	Nanofilter och omvänd osmos	54
4.2	Biologiska metoder.....	54
4.3	Ozon och MBBR.....	55
4.4	PAK-MBBR.....	55
4.5	PAK-MBR.....	56
4.6	PAK-Ozon.....	56
4.7	MAK	56
4.8	Hydrodynamisk kavitation	57
4.9	5.9 Metal-Organic Frameworks (MOFs)	57
4.10	Enzymer	57
4.11	Avancerad kemisk oxidation med elektroperoxon	57
5.	Diskussion.....	58
5.1	Reningseffekt	58
5.2	Miljö	59
5.3	Kostnad	60

5.4	Logistik	62
5.5	Kompabilitet med Rimbo ARV	62
5.6	Slutsats och rekommendationer för val av pilotkörning	64
5.6.1	Val av pilotkörning	64
5.6.2	Rekommendation	64
6.	Referenser	65

Bilagor:

Bilaga 1 Dim-PM
Bilaga 2 Beslutsmatris

Förkortningar

BV	Bäddvolym
BAF	Biologiskt Aktivt Filter
DOC	Dissolved Organic Carbon
CAS	Conventional Active Sludge
EBCT	Empty Bed Contact Time
GAK	Granulerat Aktivt Kol
H₂O₂	Väteperoxid
MAK	Magnetiskt Aktivt Kol
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor
MBR	Membran BioReaktor
MF	Mikrofilter
NF	Nanofilter
PAK	Pulvriserat aktivt kol
pe	Personekvivalenter
O₃	Ozon
UF	Ultrafilter
UV	Ultraviolet strålning
UVA	Ljusabsorbansen med UV
UVT	UV transmittans

1. Inledning

Naturvårdsverket har i uppdrag att fram till 2023 årligen dela ut bidrag till åtgärder som syftar till att öka takten i arbetet med att minska samhällets utsläpp av läkemedelsrester till hav, sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2022).

Bidraget ges för:

- Investeringar i en teknik eller metod, som har till huvudsakligt syfte att avskilja läkemedelsrester från avloppsvatten i avloppsreningsverk.
- Förstudier och andra förberedande åtgärder inför investeringar i en sådan teknik eller metod.

Norrtälje Vatten och Avfall AB ansökte och fick under 2021 beviljat bidrag för ett förstudieprojekt inom rening av läkemedelsrester. Bidraget omfattade 5,35 Mkr och projektet ska vara klart under 2022.

Denna teknikutredning sammanfattar förstudiens första del och utgör underlag för val av tekniker för vidare pilotstudier, samt inför upprättande av principförslag.

1.1 Bakgrund och syfte

Rimbo avloppsreningsverk tar emot vatten ifrån Rimbo samhälle och har ett tillstånd för 13 200 pe, motsvarande 4 600 m³/d. Fysiska anslutna är för närvarande 5 000 pe, vilket för Rimbo motsvarar ett dygnsmedelflöde på ca 2 700 m³/d. Därutöver tas avloppsvatten från ett tvätteri för arbetskläder emot och externslam. Utsläppspunkten för renat avloppsvatten är Vallbyån som rinner vidare ut till Norrtäljeån och ett sjösystem för att slutligen nå Norrtäljeviken. Rimbo är i en uppgraderingsprocess där bland annat en förbättrad kväverening nyligen slutförts, vilket resulterar i mer gynnsamma miljöförhållanden i recipienten. Ytterligare flaskhalsar ska även tas bort för att kunna ta emot septitankvatten och externslam motsvarande 2 500-3 000 pe. Avsikten med en förstudie är att i ett första steg ta fram ett beslutsunderlag, i vilket nyttan med och kostnaderna för läkemedelsrening beskrivs. Beslutsunderlaget ska sedan kunna ligga till grund för ett investeringsbeslut för Norrtälje kommun om övriga förutsättningar är de rätta. Det finns även en önskan att generellt bidra till ökad kunskap om påverkan på recipient och det biologiska livet vad gäller läkemedel samt läkemedelsrening.

Att utöka processen med läkemedelsrening skulle innebära en minskad mängd mikroföroreningar som följer med renat avloppsvatten ut till Vallbyån och därefter till Kundbysjön. Enligt VISS har Vallbyån och vattendrag nedströms måttlig till dålig ekologisk status. Kemisk status för Vallbyån anges som uppnår ej god till följd av höga halter av kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE). Det anges även att Rimbo reningsverk utgör en betydande påverkan på status.

Organismer som lever vid och nedströms reningsverket kan påverkas av läkemedelsrester och andra mikroföreningar som finns kvar i utgående vatten.

Kunbysjön nedströms reningsverket har tidigare uppgetts som en av de 10 bästa fågelsjöarna i Stockholms län, med 56 rödlistade och 31 hotade arter enligt SLUs artdatabank. Sjön är även en viktig rastplats för flyttande fåglar pga det rinnande vattnet som gör Kundbysjön isfri tidigt på våren. Det finns även risk att det framtida septitankvattnet som ska till reningsverket koncentrationsmässigt kommer att öka halten av mikroföreningar pga låg utspädning, vilket kan vara en ökad risk för recipienten. Även tvätteriets vatten bör säkerställas så att t.ex. bromerade flamskyddmedel inte släpps till Kundbysjön. Ett införande av läkemedelsrening skulle kunna hjälpa till att förbättra miljöstatusen samt även innebära att Rimbo bidrar till tre av de nationella miljö kvalitetsmålen: Hav i balans samt levande kust och skärgård, Giftfri miljö samt till Levande sjöar och vattendrag. Även flera av FN:s Globala miljömål såsom t.ex. Hav och marina resurser och Ekosystem och biologisk mångfald påverkas på positivt sätt.

1.2 Projektbeskrivning

Förstudien utförs i tre delar. I den första delen beskrivs olika reningstekniker övergripande för att säkerställa att projektet är uppdaterat vad gäller tekniker för läkemedelsrening, samt att data som förväntas påverka teknikval för just Rimbos del samlas in. En uppdatering av kostnadseffektiva tekniker som är under utveckling och installeras i övriga Europa redovisas. Slutligen görs en analys av kompatibilitet för Rimbos del vad gäller investering och driftskostnader samt förväntade reningsresultat för max fyra processkombinationer. Förstudiens första del redovisas i denna rapport.

Baserat på denna teknikutredning görs en bedömning om relevanta pilotkörningar för att med hjälp av dessa säkerställa miljönyttan, låg kostnad samt att kunna ta fram dimensioneringsunderlag till den tredje delen. Miljönyttan utvärderas bland annat med hjälp av biologiska studier och kemiska analyser.

Tredje delen innebär att ett lämpligt koncept väljs för framtagande av principförslag. Principförslaget ska vara basen i beslutsunderlaget som tas fram för en eventuell investering baserat på den valda processlösning som bedöms ha bäst förutsättningar för implementering på Rimbo reningsverk. I denna del ingår rekommendation av teknik, kostnadsbudget samt tidsplan. Redovisning till Naturvårdsverket samt kommunikationsplan kommer även att ingå i studien.

Detta projekt kommer att ge Norrtälje Vatten och Avfall mer insikt kring vilken av de befintliga tekniker för läkemedelsrening som bäst passar Rimbo reningsverk, samt vilka substanser som är mest attraktiva att rena för just Rimbos recipient.

Principförslaget ska ligga till grund för ett investeringsbeslut för Norrtälje kommun. Beslutsunderlaget ska innehålla relevanta delar av den information som tagits fram under förstudiens tidigare delar.

1.3 Syfte

Syftet med denna rapport är att översiktligt utreda de reningstekniker som finns tillgängliga för rening av läkemedelsrester. Dessa utreds med avseende på ett antal parametrar som påverkar reningseffekt och driftförutsättningar. Denna sammanställning ska utgöra underlag för vilka tekniker Norrtälje kommun ska gå vidare med för pilotkörningar på Rimbo ARV.

1.4 Organisation

Projektet drivs som ett samarbete mellan Norrtälje kommun, Ramboll, IVL Svenska Miljöinstitutet och B2 Processteknik där Ramboll är den samordnande parten. Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) har ingått i projektet som stöd i uppstart och planering.

Beställarorganisation Norrtälje Vatten och Avfall

Per Claesson	Projektansvarig
Mikael Söderström	Projektansvarig
Cathrine Andersson	Beställarrepresentant
Emma Gunnerblad	Miljöingenjör/Process
Per Hellström	Ombud
Christian Hinderesson	Driftchef Rimbo
Christina Lundh	Drift och underhåll, process
Gunnar Frid	Drift på plats
Jennie Åberg	Projektleader Lindholmen (samordning)

Konsultorganisation Ramboll

Sara Stemme	Projektleader
Keyvan Edrisi	Bitr. Projektleader
Anton Enqvist	Ombud
Anneli Andersson Chan	Teknikansvarig Process
Louise Ulveland	Handläggare
Matilda Jirblom	Handläggare
Jon Fritzon	Handläggare

Konsultorganisation IVL

Magnus Karlsson	Projektleader
Tomas Viktor	Senior expert
Hannes Waldetoft	Handläggare

Konsultorganisation B2 Processteknik

Berndt Björleinius	Ansvarig pilotförsök
--------------------	----------------------

Sveriges Lantbruksuniversitet

Stefan Örn	Rådgivare
------------	-----------

2. Omvärldsanalys

2.1 Sverige

Avloppsreningsverk med teknik för avskiljning av läkemedelsrester i fullskala finns idag i Linköping, Simrishamn, Kivik, Tierp, Ronneby och Kristianstad kommun (Naturvårdsverket, 2022). Med bidrag av Naturvårdsverket har också andra kommuner och reningsverk under de senaste åren genomfört pilotstudier där flertalet tekniker har testats.

Det största reningsverket i Sverige i drift idag med fullskalig avskiljning av läkemedelsrester är Nykvarns reningsverk i Linköping. Reningsverket är dimensionerat för 216 000 pe och läkemedelsreningen består av ozonering med efterföljande MBBR. Cirka 80 % av läkemedelsresterna avlägsnas (Ramboll, 2021b).

Vid Simrishamns reningsverk Stengården har IVL Svenska Miljöinstitutet bedrivit ett forskningsprojekt där avloppsvattnet behandlats med ozonering och därefter med antingen sandfilter eller GAK-filter (med biofilter). Anläggningen driftsattes under 2019 och har varit i drift sedan dess. Reduktionsgraderna var snarlika för de två olika linjerna men något bättre för ozon-kolfilter som uppnådde över 90 % för alla läkemedelsrester förutom två. På Simrishamns två andra reningsverk, St. Olof och Kivik ARV, har GAK-filter installerats för reduktion av läkemedelsrester (Blomqvist, 2020).

Tierps avloppsreningsverk har cirka 15 000 persona anslutna och driftsatte under 2020 en fullskalig läkemedelsrening bestående av ett sandfiltersteg med efterföljande ozon och GAK-filter. Utvärdering av processen visar på en medelreduktion på 90 % (Temab, 2020).

I Kristianstads kommun vid Degeberga avloppsreningsverk (2 000 pe) har en fullskalig läkemedelsrening varit i drift sedan april 2020. Reningen består av två GAK-filter som byggts i befintliga volymer vid verket efter dagens efterpolerande sandfiltrering. Efter 6 månader i drift uppgick reduktionen av läkemedelsrester till mer än 95 % (Wilhelmsson, 2020).

I Ronneby vid Bräkne-Hoby reningsverk (3 500 pe) finns en fullskaleanläggning för läkemedelsrening bestående av kontinuerliga sandfilter-ozon-GAK som driftsattes under slutet av 2020 (Svenskt Vatten, 2021).

Syvab (Himmerfjärdsverket), Kalmar, Ronneby, Haninge (Fors ARV) och Växjö (Sundets ARV) är kommuner som har genomfört större pilotförsök för läkemedelsrening. Vid Himmerfjärdsverket körs sedan hösten 2020 en pilotanläggning med en MBR-process och två efterföljande linjer med seriekopplade GAK-filter. Efter att filtren varit i drift i fyra månader, mellan 4 400-6 550 BV, beräknas 99 % av läkemedelsresterna kunna avskiljas i en

fullskaleanläggning. Med äldre kol förväntas avskiljningsgraden minska men resultat för detta finns ännu inte redovisade (Lemström et al, 2021).

På Kalmars avloppsreningsverk har en pilotstudie utförts med kombinerad UF- och GAK- teknik som placerades efter den kemiska reningen på verket. Försöken utfördes under 2017-2018 och reduktionsgraden låg över 90 % för samtliga läkemedelsrester förutom en (sulfametoxazol) upp till 10 000 BV. För bäddvolymen över 10 000-15 000 sjönk reduktionsgraden till i medel över 80 %, dock hade 7 av 17 substanser under 80 % reningsgrad (Ramboll, 2021a).

På Fors avloppsreningsverk genomfördes pilotstudier av olika tekniker för läkemedelsrening under 2020. Verket tar idag emot ett flöde motsvarande 19 000 anslutna personer och planerar för en utbyggnad till 37 000 personer år 2050. Teknikerna för läkemedelsrening som studerades var GAK-filter (med olika sorters kol), ozon med/utan efterföljande sandfilter samt PAK (med olika sorters kol). GAK gav 95 % reduktion av de utvalda läkemedelsresterna och Ozon med efterföljande sandfilter gav 90 % reduktion. PAK visades ge en reduktion på 81 % vilket till stor del berodde på varierande dos av PAK då olika sorter användes. Slutgiltigt valdes ozon-sandfilter som teknik på grund av ett lägre klimatavtryck samt att GAK behöver generas vilket innebär transporter till och från verket (Ramboll, 2021b).

Växjö kommuns största reningsverk, Sundet, är dimensionerat för 95 000 pe (Qdim 1500 m³/h). Vid Sundets ARV i Växjö utfördes under år 2019-2020 pilotförsök med ozonering, UV/väteperoxid (H₂O₂), samt kontinuerliga kolfilter (GAK). I försöken med ozon och UV/väteperoxid syntes ett tydligt samband mellan dos och reduktionsgrad. Det var inte möjligt att kombinera fosfor- och läkemedelsrening i kontinuerliga filter (genom att byta ut sanden mot GAK i DynaSandfilter), filtren satte igen, medan kolfiltrering efter DynaSand fungerade väl. Oxazepam och Diklofenac identifierades som prioriterade substanser utifrån riskanalysen. Med ozon uppnåddes 90% och med UV/väteperoxid 85% reduktion av de analyserade läkemedelsresterna. Energiförbrukningen för UV/väteperoxid var avsevärt högre jämfört med ozon, medan investeringskostnaden har beräknats bli lägre. Med GAK filtrering erhöles drygt 90% reduktion. Slutgiltigt val av teknik är inte gjort, utvärdering av olika kombinationslösningar har genomförts. En förstudie av anlagd spillvattenvåtmark har också genomförts, där viss reduktion av läkemedel kan förväntas.

Flertalet kommuner så som Alingsås, Vivab, Kungsbacka, Falun och Ronneby har utfört pilottester med ozon och efterföljande filter av antingen sand eller kol. Vid Ronneby uppnådde man över 80 % rening med ozonfilter och GAK-filter och de driftsatte sin fullskaleanläggning vid Bräkne-Hoby i slutet av 2021 (Andersson, 2021). Vid Ullared (Vivab) bedömdes att riskkvoten av läkemedelsrester till recipienten var för låg för att det skulle finnas ett incitament för implementering av fullskalig läkemedelsrening.

2.2 Europa

I Europa finns rening av mikroföroreningar implementerat på ett antal olika reningsverk, men för olika länder gäller olika lagstiftning. I Tyskland finns t.ex. inga lagstadgade krav på läkemedelsrening, men trots detta finns ett flertal reningsverk med efterpolerande steg för avlägsnande av läkemedelsrester. Vanligt förekommande reningstekniker på tyska reningsverk är ozonering, GAK och PAK.

Peak Q_{dry} är ett mått på flöde som ofta används i Tyskland för dimensionering av anläggningar för läkemedelsrening. Vid dimensionering av peak Q_{dry} dimensionerar man anläggningen för maxflödet under en torrvädersperiod vilket gör att bräddning sker vid perioder med höga flöden, exempelvis vid skyfall. Läkemedelsreningen blir då dimensionerad för lägre flöde jämfört med Q_{dim} . Måttet används som dimensionering eftersom regnvatten anses vara mindre förorenat med läkemedelssubstanser och att det därför inte är ekonomiskt att rena de högsta flödena. Metoden har applicerats på avloppsreningsverk i Tyskland där det inte finns fastställda krav eller riktlinjer på hur stor del av flödet i reningsverket som ska behandlas i det avancerade läkemedelsreningssteget. I Tyskland (Nordrhein-Westfalen) är läkemedelsrester, pesticider och PFAS-ämnen sammanfattade i en lista som används för uppföljning av funktionen för GAK-processer och ozonanläggningar. (Svenskt Vatten 2021).

I Schweiz, däremot, finns sedan 2014 en lag som reglerar mikroföroreningar (där läkemedelsrester är en del) i utgående vatten till recipient. Målet med reningen är att uppnå 80 % rening för de verk som är uppgraderade vilket bidrar till en 50 % reningsgrad av mikroföroreningar totalt inom landet. Krav på 80 % reningsgrad av mikroföroreningar ställs på reningsverk inom en 15 års-period och gäller för reningsverk som:

- 1) har en kapacitet på $>100\ 000$ pe
- 2) har utgående vatten som utgör >10 % av flödet i recipienten, och
- 3) har utsläpp till recipienter där ytvattnet används för produktion av dricksvatten

De reningstekniker som främst används i Schweiz är PAK med efterföljande sandfiltrering samt ozonering med biologiskt sandfilter (Furgal. K, 2017). I Schweiz används två olika strategier för dimensionering av läkemedelsreningen. Samtliga reningsverk i Schweiz som använder ozonering idag har dimensionerats för totalflödet till verket inklusive regnvädersflödet. Den andra metoden som används är att dimensioneringen utgår från $2 \cdot \text{peak } Q_{dry}$ (vilket oftast motsvarar dimensioneringen för den biologiska reningen) (Furgal. K, 2019).

I Schweiz släpper dock flera avloppsreningsverk renat avloppsvatten till dricksvattentäkter, och kravet på 80 % reduktion av mikroföroreningar på årsbasis ska uppfyllas vid alla väderförhållanden. Provtagningen som är flödesproportionell sker med 48 timmars blandningsprov som tas vid försedimenteringen samt efter läkemedelsreningen. Kontrollmyndigheten mäter

12 indikatorer. Kravet på 80 % reduktion av mikroföroreningar på årsbasis måste uppfyllas i minst 10 av årets 12 prover, och den schweiziska kontrollmyndigheten kan göra oanmälda besök på verken för provtagning (Furgal. K, 2019).

Ett forskningsprojekt i Schweiz, Strategy MicroPoll, 2006-2011, utvärderade möjligheter att avlägsna mikroföroreningar och således minska mängden som släpps ut till ytvatten. Detta ledde till utvärdering av både PAK och ozonering i pilotskala och för båda teknikerna uppnåddes en reningsgrad på 80 %. Senare installerades en kombination av ozonering och PAK, på grund av striktare reningskrav, på reningsverket i Lausanne, Schweiz, och verket har varit driftsatt sedan 2015.

Danmark är ett av de länder där rening av mikroföroreningar, så som läkemedelsrester, är högt prioriterad. Fokus har legat på att införa rening vid sjukhus istället för på reningsverk på grund av att ansvaret för rening av föroreningar ligger på de ansvariga för utsläppen. Detta trots att uppskattningsvis 96 % av läkemedelsresterna kommer från hushåll vilket gör att utbyggnad av rening av mikroföroreningar i Danmark idag både utförs på sjukhus och vid kommunala reningsverk. Många reningsverk är i planeringsfasen för att förbättra reningen av läkemedelsrester. Ett forskningsprojekt som bedrivs av Suez utvärderar reduktionen av läkemedelsrester där ozon doseras vid flera punkter i processen. Ozonet doseras innan luftningstankarna, i slamreturen till biologin och som ett efterpoleringssteg.

I Nederländerna finns inget direktiv som reglerar läkemedelsrester i avloppsvattnet. Detta trots att 35 % av dricksvattnet kommer från ytvattentäkter, vilket ökar risken för att läkemedelsrester återfinns där. En fullskalig anläggning planeras att bedrivas på Horstermeer reningsverk där potentialen av en kombinerad ozonering och GAK-filter ska utredas.

2.3 Kostnader

Kostnaden för att införa läkemedelsrening beror på förutsättningarna på det specifika reningsverket, både i form av lokala förutsättningar (befintlig process och infrastruktur) och vilka reningskrav som eftersträvas. Vid jämförelser måste anläggningens storlek framgå, generellt minskar kostnaden med storlek, men internationella jämförelser visar att kostnadsjämförelser kan vara stora mellan två anläggningar av samma storlek (Svenskt Vatten, 2021). Kostnad för efterbehandling kan vara i samma storleksordning som den avancerade reningen.

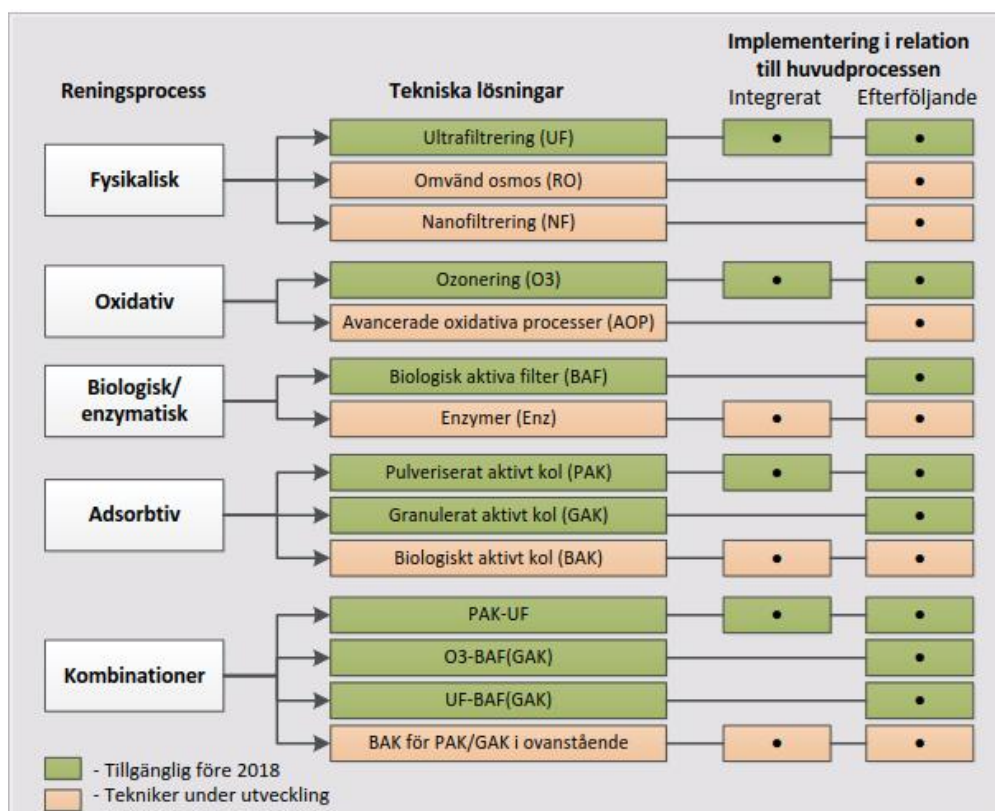
För de svenska anläggningar som tagits i drift ligger driftskostnaderna mellan 0,45 och 1,35 kr/m³ och kostnader för Tyskland, Nederländerna och Schweiz ligger <0,1 €/m³ för anläggningar >100 000 pe (utan efterbehandling). Flera osäkerheter finns, tex påverkar livslängden på kolet kostnadsbilden och lång drift krävs för att få fram det.

De specifika kostnaderna sjunker med stigande anläggningsstorlek och vid de mindre anläggningarna (<10 000 personer) kostar avancerad rening ungefär fem gånger mer per behandlad kubikmeter än vid de största anläggningarna (>200 000 personer).

2021 publicerades en studie (Mulder et.al., 2021) som adresserar svårigheterna i att överföra nyckeltal från en kontext till en annan och hur detta i praktiken begränsar möjligheterna att jämföra kostnads- och livscykelanalyser, både inom ett land och mellan länder.

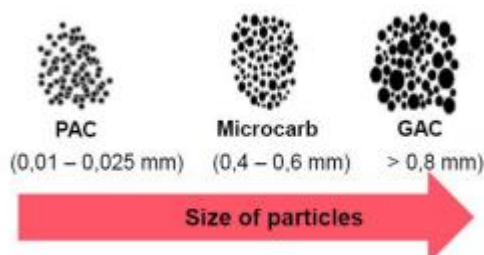
3. Tekniska lösningar för läkemedelsrening

De tekniska lösningar som finns för att rena läkemedelsrester i avloppsvatten inkluderar fysikaliska, kemiska, biologiska, oxidativa och adsorbentiva processer samt kombinationer av dessa. I figur 1 presenteras nuvarande använda tekniker från läkemedelsrening.



Figur 1 Schematisk figur över olika tekniker för läkemedelsrening (Bild: Naturvårdsverket, 2017)

Adsorptionsprocesserna bygger på aktivt kol tillsätts i reningsprocessen eller i eget steg. Kålet kan antingen vara pulveriserat (PAK), granulerat (GAK) eller storleksmässigt där emellan, mikrogranulerat, se figur 2.



Figur 2 Storlekar för aktivt kol (Bild: Veolia, 2020)

För närvarande finns tre tekniska lösningar som appliceras för rening av läkemedelsrester i full skala. Dessa är ozonering och adsorption med pulveriserat aktivt kol (PAK) eller granulerat aktivt kol (GAK). Det finns även andra tekniker som har prövats i pilotskala och uppvisat goda reningsresultat. Dessa är olika kombinationer av tidigare nämnda tekniker, användning av membran (nano- och ultrafilter, väteperoxid i kombination med UV, omvänd osmos och biofilter.

De biologiska reningsprocesserna (BAF) innebär att det utvecklas en biofilm på ett medium som avlägsnar mikroföroreningar från avloppsvattnet. Det kan tex vara en MBBR (moving bed bio reactor) eller IFAS (integrated fixed-film activated sludge) process eller biologiskt aktivt kol (BAK). Att endast ha BAF som ett fristående reningssteg kan vara otillräckligt för rening av läkemedelsrester eftersom många läkemedel och andra mikroföroreningar inte reduceras tillräckligt av biologisk rening.

Vid implementering av ett reningssteg för läkemedelsrening är det viktigt att ta hänsyn till halten suspenderade partiklar i det utgående vattnet. Suspenderade partiklar kan bidra till igensättning på GAK-filter och därav leda till högre kostnader. Hög halt av fasta partiklar ökar även kostnaderna för rening med ozon och PAK. Vid avancerad oxidering med H_2O_2 -UV är hög transmittans i utgående vattnet viktigt för att begränsa energimängder som krävs, ju högre transmittans (UVT) vattnet har desto lägre UV-dos krävs eftersom mer UV-ljus kan absorberas av väteperoxiden.

3.1 Granulerat aktivt kol (GAK)

3.1.1 Allmänt

Granulerat aktivt kol (GAK) kan användas i filterbäddar som ett separat reningssteg och avskiljer mikroföroreningar genom adsorption. Med tiden kan en anpassad mikroflora etableras och är svårt att avstyra, så de flesta system blir ett kombinationssystem GAK/BAF (biologiskt aktivt filter) (Baresel, C., et.al., 2017b).

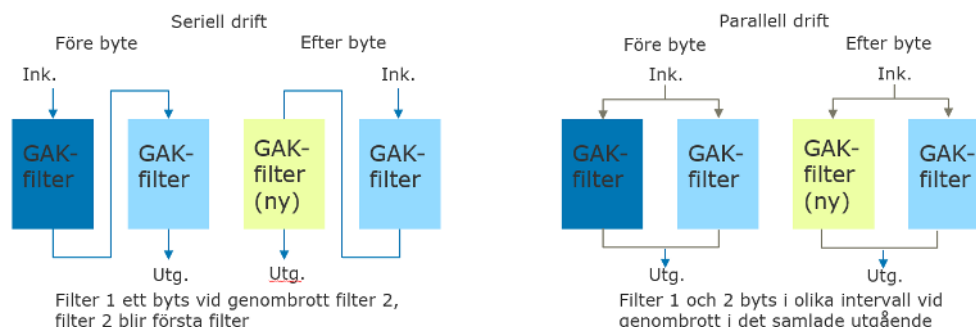
När kolet blir mättat behöver det bytas ut, det mättade kolet hanteras på två olika sätt. Antigen förbränns det i en förbränningsanläggning eller så kan det regenereras. Vid regenerering upphettas kolet till 900–1000 grader så att läkemedelsresterna förbränns och ca 10 % av det aktiva kolet förbrukas, vilket måste ersättas med nytt kol. Regenererat kol förväntas inte vara lika effektivt för att avlägsna mikroföroreningar i utgående vatten vilket bidrar till en hög kostnad för GAK (Baresel et al 2017a). Det finns idag ingen enkel metod för att avgöra när kolet behöver bytas och kolbytesintervaller påverkar i hög grad driftskostnaden.

GAK-filter har länge använts inom vattenreningsbranschen och det finns därför god erfarenhet av tekniken. Det finns inga begränsningar i storlek av GAK-filter, varvid det kan användas vid både stora och små reningsverk. Aktivt kol produceras som regel från stenkolk eller andra kolrika råvaror och aktiveras sedan antingen termiskt eller kemiskt. Det är därmed en fossil resurs som även kräver mycket energi, för både tillverkning och eventuell regenerering. Det finns möjlighet att tillverka kol från andra organiska substitut, så som slam från anläggningen, men detta är ej ett utbrett förfarande. Det vanligaste förekommande förnybara kolet idag är tillverkat från kokosnötsskal.

För en GAK-filteranläggning behöver filterbäddar och pumpar installeras, samt eventuellt uppsamlingstankar för backspolnings- och spolavloppsvatten. Problem som kan uppkomma vid användning av GAK-filter är igensättning på grund av mikrobiell tillväxt och anpassning av hydraulik och kontakttid behöver justeras för varje anläggning. Det finns system som är trycksatta men det vanligast förekommande är öppna system (Baresel, C., et.al., 2017b).

GAK-filter fungerar bäst som ett efterpolerande steg där vattnet har låg partikelhalt. Vid höga halter suspenderat material rekommenderas en extra filtrering för att avlägsna partiklar större än 10 µm. Olika tillvägagångssätt som exempelvis flerfiltersystem samt vart i processen GAK-filtrering placeras kan få en väsentlig inverkan på GAK-filtrets livslängd och behovet av backspolning/byten.

Implementering av flerfiltersystem kan ske på två olika sätt, seriell drift eller parallell drift. Båda driftsätten förväntas öka filtrens livslängd men seriell drift anses bättre med avseende på att fånga upp ojämnheter i reningseffektivitet samt att maximalt utnyttja filtermaterialets kapacitet.



Figur 2 - Schematisk bild över seriell och parallell drift, bild från Baresel et.al 2017b

Seriell drift ger dock ett större tryckfall och därmed ett större behov av pumpning, via högre lyfthöjd till det första filtret eller via pumpning mellan filtren. Ifall vatten ska ledas med självfall genom de två seriekopplade filtren så krävs att vattennivån behöver vara högre i det första filtret.

Det finns alternativ till konventionella GAK-filtrar som drivs kontinuerligt, dessa bygger på att flödet går nedifrån och upp. Veolia har två processlösningar: FiltrafloCarb och Opacarb FL som använder mikrogranulerat kol med högre specifik yta vilket innebär att kolförbrukningen kan minskas. Nordic Waters processlösning kallas DynaSand Carbon där sanden byts ut mot aktivt kol. Smutsigt kol tvättas kontinuerligt vilket leder till ett tvättvatten som återcirkuleras i reningsprocessen.

3.1.2 Reningseffekt

Det aktiva kolets kapacitet beror på antalet behandlade bäddvolym, då reningseffekten med GAK-filtrerteknik minskar i takt med att det aktiva kolets yta upptas av föroreningar. För att avlägsna biologisk påväxt kommer filtren att behöva backspolas med jämna mellanrum. Avskiljningsgraden av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar optimeras när avloppsvattnet innehåller låga halter suspenderat material. Vid traditionella kolfilter byts hela kolbädden när den är förbrukad vilket innebär att reningen är som mest effektiv i början och minskar efterhand. I slutet av en period före byte av kolbädd finns risk för förhöjda utsläppsvärden. Denna risk minskas genom att ha flera filter i serie. För vissa kontinuerliga kolfilter kan kolmängden justeras eller tvättas under drift vilket kan innebära att en jämnare reduktionsgrad erhålls (Veolia, 2021).

GAK-teknik resulterar i en generellt god avskiljningsgrad för samtliga läkemedelsrester (>80 %), men den kan variera mellan olika substanser. De pilottester som genomförts i Sverige har varierande etablerad mikrobiologi samt olika DOC-halter vilket påverkar den uppnådda reningsgraden (Baresel, C., et.al., 2017). Den förväntade reduktion för läkemedelsrester och några andra mikroföroreningar, som har uppnåtts i tidigare studier redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Förväntad reduktion av läkemedelsrester, PFAS, triclosan, nonylfenol samt bisfenol A vid införande av GAK-filtrer (Baresel et al, 2017a).

Förorening	Avskiljningsgrad för GAK	Degeberga**	Syvab***
Läkemedelsrester*	>80 %	95 %	99 %
PFAS (inkl. PFOS)	>70 %		>80 %
Triclosan	>70 %		
Nonylfenol	0-<20 %		
Bisfenol A	0-<20 %		
Ftalater (t.ex. DEPH)	>70 %		

*Gäller samtliga substanser prövade av Baresel et al (2017a).

** Efter 6 månader i drift. Kolets förmåga att avskilja läkemedelsrester avtar med tiden, och den totala avskiljningen beror på hur ofta byte av kol sker (antal BV).

*** Efter filterdrift i fyra månader (4 400-6 550 BV).

Degeberga har två kolfilter på 5,5 m³ för 11 m³/h vardera (Wilhelmsson, 2020). Efter 6 månader i drift uppnår de 95 % reduktion av uppmätta läkemedel, (däribland diklofenak). Deras målsättning är att ha över 90 % reduktion.

Vid pilotförsök vid Främby ARV i Falun (50 000 pe) reducerades minst 80 % och i många fall upp till 100 % av uppmätta läkemedelsrester. Ytbelastning varierade mellan 2-7,7 m/h och uppehållstid mellan 7,4-32 minuter. Efter 35 veckor i drift var avskiljningen fortsatt över 80 % för det kolfilter som hade 32 minuter uppehållstid. För de kolfilter med 16 respektive 14 minuter uppehållstid låg reningen under 80 % efter 25 veckor i drift. Beräknat som bäddvolymmer motsvarade detta 12 000-13 000 BV. I projektet togs riskvoter fram och beräknades för olika läkemedelsrester.

I Simrishamn utfördes pilotförsök i kontinuerliga kolfilter. Försöken utfördes under cirka fem månader under år 2019 (IVL, 2020).

I tabell 2 presenteras de läkemedelsresterna med högst riskkvot och i vilken utsträckning dessa kunde reduceras i Falun (Falu Energi & Vatten & IVL, 2020) samt reningsresultat från försök vid Simrishamn (IVL, 2020).

Tabell 2. Data över uppnått reningsresultat vid Främby reningsverk, Falun (Falu Energi & Vatten & IVL, 2020).

Läkemedel	Beräknad riskkvot*	Erforderlig reningsgrad för*:		Reduktionsgrad vid Främby ARV vid genombrott	Reduktionsgrad i Simrishamn	Reduktionsgrad vid Växjö
		Riskkvot <1	Riskkvot <0,1			
Citalopram	140	99,3 %	99,9 %	80 % vid 25 000 BV	77 %	92 %
Oxazepam	11	91 %	99,1%	80 % vid 10 000-15 000 BV	58 %	88 %
Ranitidin	3,3	70 %	97%	-	96 %	-
Diklofenak	0,49	-	80%	Substansen detekteras efter 5 000-8 000 BV. 80 % vid 10 000-15 000 BV	44 %	79 %
Furosemi	0,38	-	74%	Substansen detekteras efter 5 000-8 000 BV. 80 % vid 10 000-15 000 BV	59 %	85 %
Amlodipin	0,31	-	68%	80 %	-	100 %
Sertralinalin	0,29	-	65%	90 % vid 25 000 BV	83 %	97 %

*Gäller för Främby ARV

Vid pilotförsök på Växjö ARV med DynaSand Carbon reducerades 90% av uppmätta läkemedel (oxazepam 88% och diklofenac 78%) där målsättningen var att reducera 80% av oxazepam (Lindberg 2020).

Vid pilotförsök på Fors ARV reducerades i snitt 97 % av 23 detekterade läkemedel under försöksperioden inklusive diklofenac (Björleinius, 2021).

Även en viss reduktion av mikroplaster erhålls genom GAK-filtrerteknik men sker i mindre skala. De mikroplaster som avskiljs i filtrerbädden följer med spolavloppsvattnet vid backspolning.

3.1.3 Designparametrar

Övergripande designparametrar för dimensionering av GAK-filter efter erfarenhet från implementering vid konventionella avloppsreningsverk i Schweiz och Tyskland samt Degeberga presenteras i tabell 3.

Tabell 3. Tabell över driftparametrar baserade på data från Schweiz och Tyskland samt Degeberga (Svenskt Vatten Utveckling, 2016; Furgal, 2017; Ramboll, 2019b; Svenskt Vatten, 2019)

Parameter	Enhet	Erfarenhet från Schweiz och Tyskland	Degeberga	Erfarenhet från svenska försök
Kontakttid (EBCT)	min	20-40	30	>10
Ytbelastning	m/h	6-10	-	5-10
Empty Bed Volumes	filtervolym	7 000-15 000	<u>>20 000-</u>	>20 000
Backspolsflöde	% av Q_{dim}	5-15	-	
Energikonsumtion	W/behandlad m^3	40**	-	22*

*Beräkningar från Himmerfjärdsverket

** Furgal. 2017

Studier gjorda av IVL från 2014 indikerar på att kontakttider på 12–14 minuter anses vara tillräckligt för att uppnå goda reningsresultat. Nyare studier visar på att kontakttider på 10 minuter kan säkerställa en jämförbar reningseffektivitet (Baresel, et.al., 2017).

Antalet bäddvolym som kan köras igenom ett kolfilter innan byte av kolmassa beror på vilken reningsgrad som man vill uppnå och kan acceptera. Desto fler bäddvolym ju lägre reningsgrad uppnås totalt. Utöver detta sker genombrott tidigare för vissa substanser än för andra vilket påverkar livslängden av kolet beroende på vilken substans som man bestämt är dimensionerande.

Antalet bäddvolym varierar mellan olika studier, i försök inom SystemLäk och FRAM har de uppgått till över 20 000 BV (Cimbritz & Mattsson, 2018). Kårelid et al (2017) visade att livslängden varierade mellan GAK-produkter, där vissa gav god avskiljning under hela försöksperioden (5 000 BV), medan man med andra fick genombrott redan vid 3 000–5 000 BV. Även genombrott för olika substanser skiljde sig åt mellan olika typer av kol, därför är det viktigt att välja rätt GAK-produkt som matchar det aktuella avloppsvattnets sammansättning. Mulder, 2015 uppger att filtermaterialet kan bytas efter 8 800 BV. Vid pilotförsöket med seriekopplade GAK-filter vid Himmerfjärdsverket är ett av målen att utvärdera livslängden på kolet. Förhoppningen är att kunna nå 25 000 BV innan genombrott

sker (Syvab, 2019). [Kolet vid Degerberga reningsverk är inte bytt och har körts över 20 000 BV efter två år.](#)

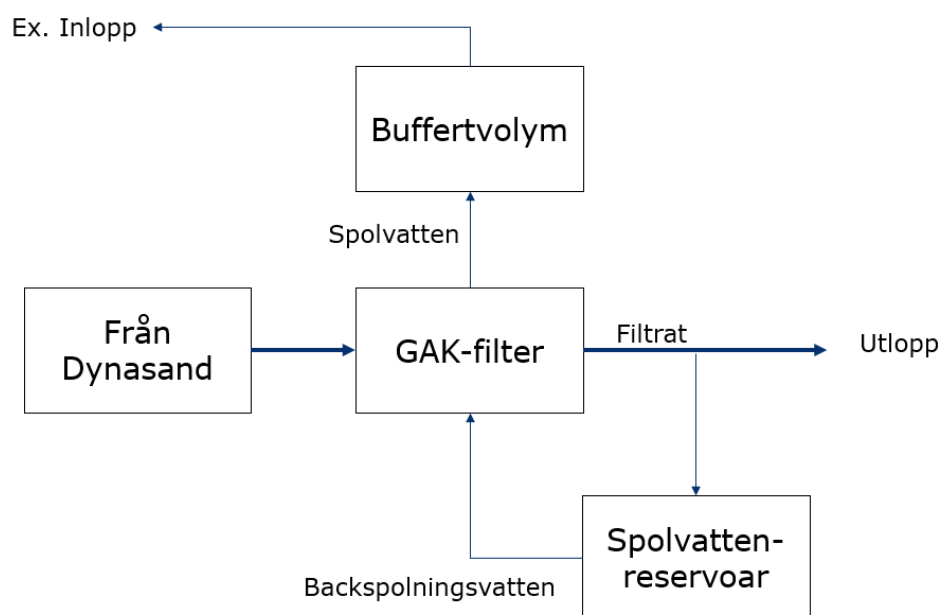
Mängden GAK som krävs anges antingen som mängd kol per behandlad vattenmängd (mg GAK/m³) eller uttryckt relaterat till halten DOC (mg GAK/mg DOC). Optimala mängden GAK per filterbädd behöver tas fram specifikt efter varje unik sammansättning av avloppsvattnen. Enligt Baresel et al 2017a behövs >20-25 mg GAK/l för traditionellt behandlat avloppsvatten, motsvarar >2-2,5 mg GAK/mg DOC vid en DOC-halt på 10 mg/l. Vid pilotförsöken på Fors ARV visade en kolmängd på <47 g/m³ på god reningseffekt.

Nytt kol måste blötläggas före användning, vilket kan ta flera dagar. På anläggningar med kontinuerliga GAK-filter har korrosion på stålkonstruktionen orsakad av galvaniska strömmar mellan kolet och stålet orsakat problem. Leverantörens rekommendation är att se till att det konstruktionsstål som ska vara i kontakt med vatten och GAK bör vara syrafast eller högre kvalitet (IVL, 2020). Hantering av aktivt kol kan leda till dammbildning och det finns en risk att en explosiv blandning uppstår. Detta måste riskvärderas och hanteras.

Vid konventionella avloppsreningsverk används vanligen 5–15 % av utgående filtrat till backspolsflöde (Furgal, 2017). Vid Syvab har spolvattenmängder ned till 0,7 % testats (filtren matas med MBR-renat vatten). [Kolfiltren i Degerberga har inte behövt backspolas alls efter två års drift.](#)

3.1.4 Konceptuell design för Rimbo ARV

Föreslagen lösning för läkemedelsrening med GAK-filter vid Rimbo presenteras i Figur 3.



Figur 3 - Blockschema för läkemedelsrening genom GAK-filter

Utgående vatten från Dynasandfiltren leds till en inloppskanal i filteranläggningen, från inloppskanalen fördelas vatten till respektive filter. Exempel kan anläggningen utformas med två filter med en yta på 13 m² samt bäddjup på 1,9 m. I detta fall erhålls en ytbelastning på 7,3 m³/h och en uppehållstid på 16 minuter.

Filtren kommer behöva backspolas med jämna mellanrum för att avlägsna biologisk påväxt som orsakar tryckfall och minskad flödeskapacitet. Filtrat från filteranläggningen föreslås att användas som backspolvatten, en andel av utgående filtrat kommer därför att ledas till en reservoar. Mängden suspenderat material kommer att påverka backspolbehovet, högre halter suspenderade ämnen innebär en högre frekvens på backspolning. Rimbo's relativt höga halter av suspenderat material i utgående vatten (i medel 22 mg SS/l) kan påverka spolfrekvensen.

Spolavloppet leds till en buffertvolym där flödet mellanlagras och kan sedan ledas tillbaka till processen. Exempelvis kan spolvattnet pumpas tillbaka till inloppet eller möjligen ledas till slamhanteringen. En liten andel kolpartiklar, som bildas vid söndernötning av filtermaterialet vid backspolning, förväntas följa med spolavloppet vid backspolning av filtren. Med en väl dimensionerad backspolning anses andelen kol som spolas ur vara liten (Baresel, C. et al, 2017a). Utöver

kolpartiklar kommer spolavloppet även innehålla biomassa och viss del organiska föroreningar (t.ex. nonylfenol och triclosan) som bundits till biomassan (Ramboll, 2019a).

Eventuellt kan spolavloppet pumpas tillbaka till tidigare processteg utan mellanlagring, behovet av mellanlagring beror på utformning av filteranläggningen. Med få och stora filter kommer momentanbelastningen till tidigare processteg bli stort, med flera och mindre filter blir momentanbelastningen mindre och behovet av buffertvolym kan då eventuellt utgå.

Utgående filtrat leds till verkets utlopp.

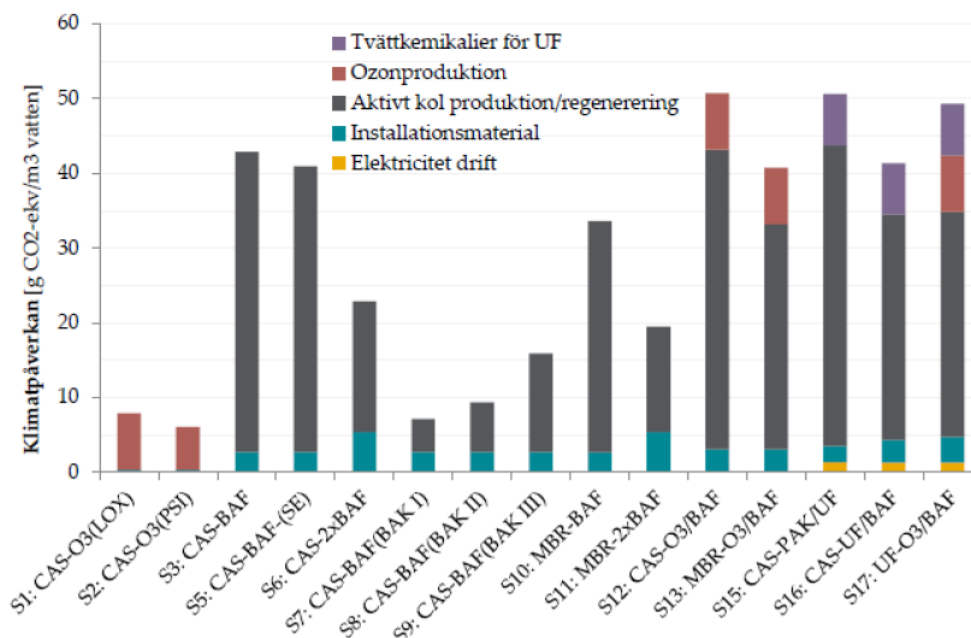
3.1.5 Miljöpåverkan

IVL gjorde 2017 en jämförelse mellan olika teknikers klimatpåverkan. Jämförelsen visar på att tekniker med aktivt kol har en stor påverkan, orsakad av tillverkning och regenerering av kolet.

Idag finns inga aktörer som tillverkar eller regenererar kol i Sverige vilket leder till långa transportsträckor vid leverans/byte av filtermaterial. Detta leder även till att omkostnader och miljöpåverkan för regenerering kan bli ohållbara både ur ett ekonomiskt och miljömässigt perspektiv. Den närmaste regenereringsanläggningen idag finns i Belgien. Regenerering i Sverige skulle minska klimatpåverkan, men det skulle ha en mindre effekt (se scenario 3 och 5 i figur 4).

Ifall biokol från producerat avloppsslam kan användas i framtiden istället för aktivt kol så skulle klimatpåverkan reduceras betydligt enligt Baresel et.al., 2017b, se scenario 7 till 9 i figur 4. I försök gjorda inom SystemLäk (2016) påvisades en stor potential avseende avskiljningsförmågan för biokol, men det konstaterades även att det behövs mer utveckling inom området.

Skillnader i klimatpåverkan mellan verk på 20 000 pe och 100 000 pe är marginell, eftersom lika mycket kol eller ozon går åt per m³ vatten oavsett anläggningsstorlek (Baresel, et.al., 2017b).



Figur 4 - Klimatpåverkan för undersökta scenarier för en anläggning på 100 000 pe. Scenario 3 & 5 jämför klimatpåverkan för om kol regenereras i Sverige eller utomlands. Scenario 7, 8, 9 visar hur klimatpåverkan skulle förändras ifall biokol kan användas. Scenario 3 & 6 jämför användande av en-stegsfilter kontra flerfiltersystem. Figur från Baresel et.al., 2017b

Tillämpning av flerfilterssystem halverar nästan klimatpåverkan trots en ökning av installationsmaterial, detta då kolkapaciteten förväntas öka mer än dubbelt, se scenario 5 jämfört med 7. Även påverkan från koltillverkan och regenerering minskar, s scenario 3 och 6 i figur 4.

Samtliga lösningar som innebär filtersteg ger ett ökat behov av betong, vilket medför en stor klimatpåverkan.

Viss dammbildning kan uppstå vid påfyllning av nytt kol.

3.1.6 Logistik

Byte av kolet sker vanligtvis genom en sugbil och kan liknas med hantering av sandfilter. Hänsyn behöver därför tas för till- och fråntransporter av GAK när val av placering utreds.

Vid grova överslagsräkningar så kommer 2 filter att behöva vara i drift (baserat på $Q_{dim}=191 \text{ m}^3/\text{h}$, filterarea= 13 m^2 (25 m^3 kol) och en bäddhöjd på 1,9 m). Detta indikerar att transporter och byte av kol kommer ske mellan var fjärde och var nionde månad vid antagande att kolet byts efter 10 000 - 25 000 BV.

Vid ett antagande om byte efter 10 000 respektive 25 000 BV, att ett filter byts i taget och att transport av GAK kan ske om 30 ton/lastbil behövs 3-7 transporter av kol till och från Rimbo varje år.

3.1.7 Kostnad

Totalkostnaden för GAK har beräknats för ett verk för framtidens kapacitet 0,7-1,1 kr/ m^3 för ett verk på 20 000 pe och 0,5-0,75 kr/ m^3 för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

I (Mulder, 2015) så anges en kostnad på €0,26 ± 0,04 per m^3 för verk på 20 000 pe och €0,27 ± 0,04 kr per m^3 för verk på 100 000 pe, baserat på byte av filtermaterial efter 8800 BV.

I Kalmar beräknades den specifika kostnaden för GAK-anläggningen till 1,2 kr/ m^3 (membran renat avloppsvatten in till kolfiltren) med byte av filtermaterial efter 18 000 BV (Svenskt Vatten, 2019).

Enligt (Wahlberg, C et.al., 2010) så skattas totalkostnaden för aktivt kol-filtrering i reningsverk för mer än 100 000 pe till 2,9 kr/ m^3 .

Vid Himmerfärdsverket bedömdes investeringskostnaden för seriekopplade GAK-filter till 433 MKR ($6\,600 \text{ m}^3/\text{h}$). Den totala årskostnaden bedöms till 58-89 MKR eller 1,0-1,5 kr/ m^3 (stort spann pga. osäkerhet kring livslängd för aktivt kol). Detta innebär en ökning med ca 20-30 % jämfört med Syvabs framtida kostnader med utbyggd MBR ($5,0 \text{ kr}/\text{m}^3$) (Ramboll, 2019a).

Totalkostnaden för investering vid Degeberga ARV för GAK uppgick till ca 10,5 Mkr specifika totalkostnaden 5,3 kr/m³ respektive 256 kr/pe (Svenskt Vatten 2021). Anläggningen dimensionerad för maxflöde 22 m³/h och 2000 pe.

Växjö's beräkningar för en fullskaleanläggning för 800 m³/h visar på en investeringskostnad för DynaSand Carbon på ca 13 MKR och driftskostnad på 0,74 kr/m³ (Lindberg 2020).

3.1.8 Kompatibilitet med Rimbo ARV

Att använda GAK-filter som läkemedelsrening vid Rimbo ARV är en teknik som kan förväntas ge goda resultat. De relativt höga halterna suspenderat material i dagens utgående vatten (i medel 22 mg/l) kan påverka livslängden på kolet negativt. Mer efterforskning kring om halten suspenderat material går att reducera i processen behövs.

Eventuellt kan pumpning komma att krävas från Dynasandfiltren till kolfilteranläggningen beroende på lokalisering av läkemedelsreningen på anläggningen och de hydrauliska förutsättningarna. Filtrat från filteranläggningen bör kunna ledas med självfall till utloppet. Hydrauliken behöver utredas vidare i projektet. Det kommer även att behövas pumpar för backspolning samt transport av spolavloppet.

Backspolning innebär ett behov av buffertvolym för backspolningsvatten och spolavlopp. Om kontinuerliga filter välj kommer en tvättvattenström att uppkomma som behöver hanteras.

Hänsyn till markförhållanden behövs vid design av anläggning, då djupa filter kan medföra höga investeringskostnader. Det finns ingen uppgift om att speciell hänsyn behöver tas angående markförhållanden i Rimbo i detta tidiga skede i projektet.

Eventuell potential är att i framtiden producera biokol från producerat slam och använda som filtermaterial istället för aktivt kol, vilket skulle sänka både kostnader och klimatpåverkan. Det behövs dock mer utveckling innan detta blir en tillämpbar teknik för Rimbo.

3.2 Ultrafiltrering/Membranbioreaktor & Biologiskt Aktivt Filter (UF/MBR-BAF(GAK))

3.2.1 Allmänt

Teknikkombinationerna går ut på en implementering av antingen ultrafilter eller MBR (membranbioreaktor) med ett efterföljande GAK-filter. Ultrafilter och MBR reducerar fosforutsläpp och avskiljer mikroorganismer och GAK-filtret adsorberar lösta organiska mikroföroreningar. Synergieffekter kan uppstå då membranfiltrerat vatten är fritt från partiklar och innehåller låga halter av organiska ämnen vilket i sin tur leder till mer effektivt utnyttjande av kolet, både genom att partiklar inte blockerar filtret och att halten DOC är lägre. Detta innebär en längre livslängd för kolet och att backspolningsfrekvensen för filtren minskar. Det efterföljande GAK-filtret bör därför kunna drivas på ett mer effektivt sätt jämfört med utan förbehandling med UF (Svenskt Vatten, 2019).

Ultrafiltrering och MBR innebär även ett kemikaliebehov för rengöring av membranen.

Erfarenheter från SystemLäk baseras på ett integrerat UF-system i huvudreningen, dvs en MBR som kompletteras med ett BAF(GAK), tekniken kallas då MBR-BAF (GAK). I övrigt finns erfarenheter av drift av UF som kompletterande reningssteg, och i Sverige har tester gjorts vid Kalmar reningsverk med UF och ett kompletterande GAK-filter (Baresel, C. et al. 2017b).

Vid Himmerfjärdsverket utförs ett långtgående pilotförsök med MBR och seriekopplade GAK-filter som startades upp fullt ut i oktober 2020 (Lemström et al, 2021). Baserat på tidigare pilottester förväntas kombination av MBR och en kolfilteranläggning i fullskala på Himmerfjärdsverket minska utsläppen av alla läkemedelsrester signifikant och i stort sett ta bort risker för recipienten. Anläggningen är utformad som gravitationsfilter i två steg med mellanpumpning.

Avloppsreningsverket i Kivik är uppbyggt kring en fördenitrifierande MBR och efterföljande GAK-filter.

Det finns ett flertal teknikleverantörer som erbjuder både membranfiltrering och filtersystem.

3.2.2 Reningseffekt

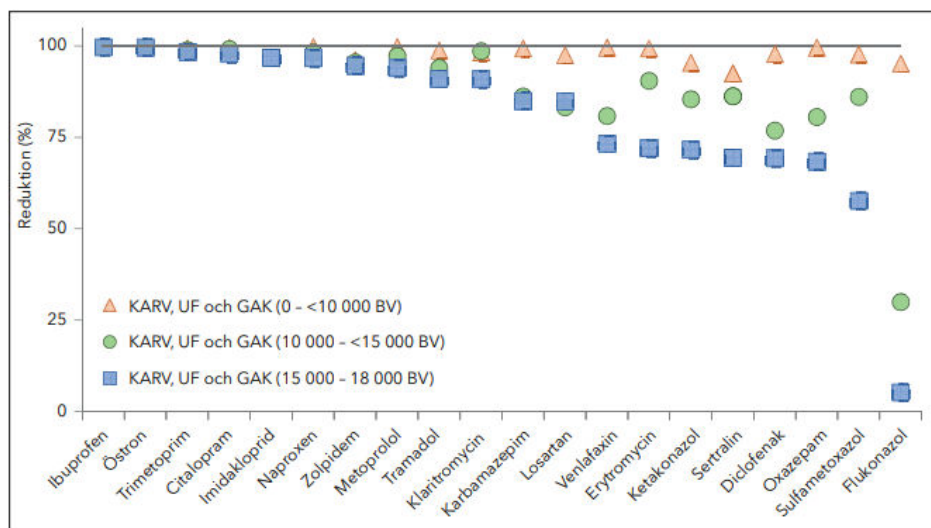
Reningseffekten för teknikkombinationen med UF-BAF(GAK) och MBR-BAF(GAK) förväntas ge god reduktion för ett brett spektrum av mikroföroreningar.

Ultrafiltreringen ger en nästintill komplett rening av partiklar, därmed även mikroplaster som annars går igenom verket och släpps ut. Spolvattnet till ett UF förtjockas och mikroplaster och andra partiklar hamnar i avloppsslammet. En

separat slamhantering kan installeras för att inte påverka slamkvaliteten från övriga verket negativt (Svenskt Vatten Utveckling, 2019).

BAF(GAK)-system leder även till en nedbrytning av organiskt material och avskiljning av närsalter, rening av tungmetaller och andra partikelbundna absorberbara föroreningar som kan förekomma. Multiresistenta bakterier renas via membranfiltreringen och antibiotika avlägsnas via BAF(GAK) vilket gör att eventuell multiresistens nedströms avvärjs med denna teknikkombination. Ett MBR-system kan bidra till en kraftfullare biologisk rening än med enbart UF-membran.

Resultat från pilotförsöken i Kalmar visade på god reningseffekt på samtliga studerade mikroförroreningar, vid 0–10 000 bäddvolym så renades läkemedelsrester över 90 %, och vid 15–18 000 bäddvolym så varierade reningensgraden mellan 50 – 95 %. Samtliga resultat från pilotförsöken presenteras i figur 5.



Figur 5 - Total reduktion av mikroförroreningar i pilotförsök med UF och GAK, bild från Svenskt Vatten, 2019

Enligt Baresel et al. (2017a) är avskiljningsgraden för teknikkombinationerna den samma som för endast GAK, se tabell 1, men med en tillkommande 99 % avskiljning av mikroplaster på grund av ultrafiltreringen.

För pilotstudierna på Himmerfjärdsverket med MBR och efterföljande seriekopplade kolfilter har initiala resultat visat att filtren, efter att ha varit i drift i fyra månader (4 400-6 550 BV), beräknats kunna reducera 99 % av läkemedelsresterna i en fullskaleanläggning. Med äldre kol förväntas avskiljningsgraden minska men resultat för detta finns ännu inte redovisade (Lemström et al, 2021).

3.2.3 Designparametrar

Övergripande designparametrar för dimensionering av anläggningar med UF/MBR-GAK presenteras i tabell 4, baserat på pilotförsöken i Kalmar och från Himmerfjärdsverket.

Tabell 4 - Dimensioneringsunderlag för fullskalanläggning, från Svenskt Vatten, 2019

Anläggning	Parameter	Enhet	Kalmar ARV	Syvaab (1 filter/2 filter)
GAK	Kontakttid	min	10-12	12,5/25
	Redundans	%	20	
	Höjd filterbädd	m	1,2	2
	Ytbelastning	m/h	5	10
	Backspolningsfrekvens	ggr/månad	1	8/2/1
	Hastighet backspolning	m/h	30	30
	Spolvattenflöde	%	< 1	2,5 % (0,4-1,7%)*
UF	Flux	lmh	30-45	
	Redundans	%	20	
	Spolvattenflöde	%	6-7	
MBR	Flux	lmh		21,4
	Filtreringstid	min		11
	Vila	s		45
				30
	Backspolning	s		(efter var tredje vila)

*Initialt beräknades spolvatten förlusten till 2,5 %. Under pilotförsöket har spolvattnet reducerats ytterligare, se parentes.

I försök som gjordes på Hammarby Sjöstadsvärk med MBR och GAK så erhöles genombrott vid 25 000 bäddvolym (Baresel, C. et.al 2017c).

Vid tester vid Himmerfjärdsverket av IVL så erhöles goda resultat vid 17 000 bäddvolym för försök med MBR-GAK, men vid detta försök så erhöles inget

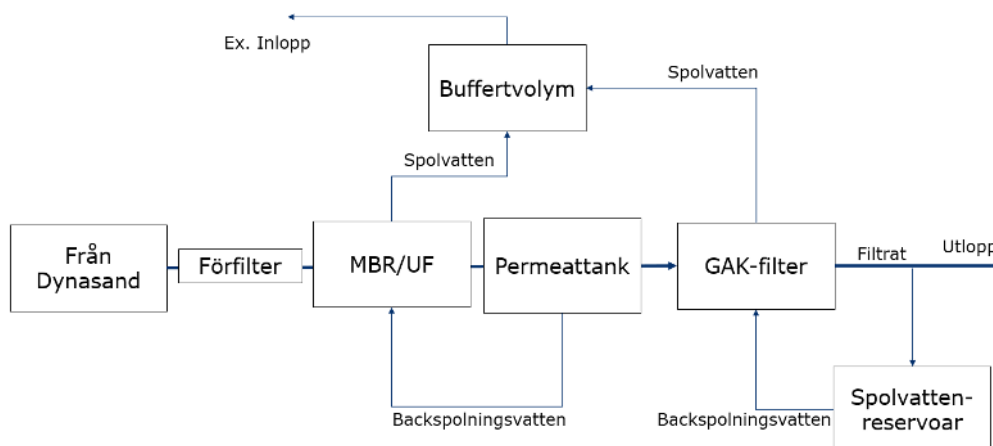
genombrott vilket gör det svårt att säga något om maxkapaciteten (Baresel, C. & Malovanyy, A. 2019).

Vid konventionella avloppsreningsverk används vanligen 5–15 % av utgående filtrat till backspolflöde. Då vatten från ultra-/MBB-filtrering är renare än utgående vatten från konventionella avloppsreningsverk så kan sannolikt ett lägre backspolflöde användas. Vid dimensionering av GAK-filter i dricksvatten-anläggningar är det vanligt med ett backspolflöde på ca 2–4 %. IVL har i sina pilotförsök med MBR-GAK uppnått ett ännu lägre backspolningsbehov (ca 0,1 %) dessa värden kommer att testas i pilotförsöken på Himmerfjärdsverket (Ramboll, 2019b).

Enligt Baresel, et.al. (2017) så har tekniken UF-BAF(GAK) en elförbrukning i drift på 0,1–0,5 kWh/m³.

3.2.4 Konceptuell design för Rimbo ARV

Föreslagen lösning för läkemedelsrening med UF/MBR-BAF(GAK) presenteras i figur 6.



Figur 6 - Blockschema för läkemedelsrening genom UF-BAK(GAK)

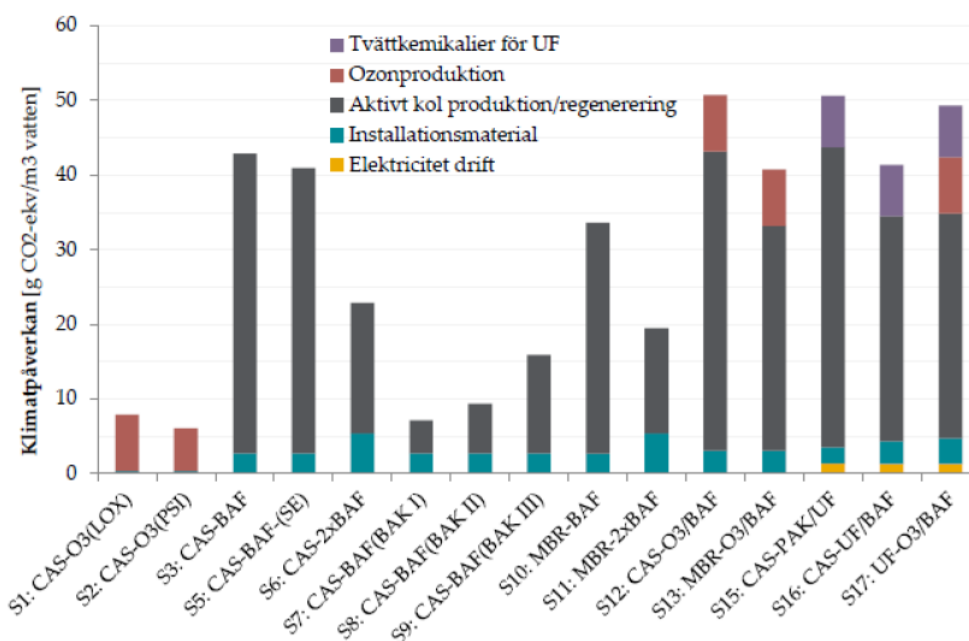
Utgående vatten från Dynasandfiltren vid Rimbo leds till UF/MBR-anläggningen. Någon sorts förfiltrering kan behövas för att skydda membranerna (leverantörer brukar uppge 200 µm) men möjligtvis kan funktionen på Dynasandfilter ge tillräcklig partikelavskiljning. Permeatet från membranerna leds sedan till en permeattank varifrån det pumpas till filter-anläggningen. Från permeattanken tas även backspolvatten till membranerna. Efter GAK-filtren samlas permeat upp som används som spolvatten för filter-anläggningen. Spolavloppet/slam från både UF/MBR och GAK-anläggningen leds till en gemensam buffertvolym, varifrån det

sedan föreslås ledas tillbaka till ett tidigare processteg, se även kapitel 3.1.4. Utgående filtrat från GAK-anläggningen leds till verkets utlopp.

3.2.5 Miljöpåverkan

Miljöpåverkan för detta system liknas med det som beskrivs i Miljöpåverkan för GAK avsnitt 3.1.5, men inkluderar även kemikaliepåverkan för rengöring av membranen, se även scenario 16 i figur 7.

Arbetsmiljöaspekter finns främst vid hantering av kemikalier vid rengöringsprocessen av membranen. Viss dammbildning kan uppstå vid påfyllning av nytt kol.



Figur 7 (samma bild som i avsnitt 3.1.5). Klimatpåverkan för undersökta scenarier för en anläggning på 100 000 pe. Scenario 16 visar klimatpåverkan för UF med efterföljande biologiskt filter. Figur från Baresel et.al., 2017b.

3.2.6 Logistik

Liknande transportbehov gäller som för GAK i avsnitt 3.1.6 , men med ytterligare tillkommande transporter av kemikalier till UF-systemet.

3.2.7 Kostnad

I försöken på Kalmar ARV så uppskattas kostnaden för UF-BAF(GAK) till 2,8 kr/m³, för 90 000 pe (Svenskt Vatten, 2019).

I framtaget principförslag för läkemedelsreningen vid Himmelfjärdverket uppskattades investeringskostnaden för kolfilter till 433 Mkr och driftkostnader till 15-45 Mkr/ per år. Spannet beror på osäkerheten kring kolbyte eller eventuell regenerering som sattes till mellan 50 000-20 000 BV. Sammanfattningsvis uppskattas det motsvara en årskostnad på 1-1,5 kr/m³, men då innefattas inte investering av MBR. Detta innebär en ökning med ca 20-30 % jämfört med Syvabs framtida kostnader med utbyggd MBR på 5,0 kr/m³ (Ramboll, 2019a).

Erfarenheter från SystemLäk (2016) visar på kostnader på 2 kr/m³ för ett verk på 10 000 pe och 1 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Baresel, C., 2017a).

Totalkostnaden för UF-BAF(GAK) har beräknats till 1,2-1,9 kr/m³ för ett verk på 20 000 pe och 0,8-1,4 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

Totalkostnaden för investering vid Kivik ARV för MBR+GAK uppgick till 21 Mkr och den specifika totalkostnaden 5 kr/m³ respektive 234 kr/pe (Svenskt Vatten 2021).

3.2.8 Kompatibilitet

Att använda UF och GAK-filter som läkemedelsrening vid Rimbo ARV är en teknik som kan förväntas ge goda resultat. MBR-teknik är mindre aktuellt eftersom kväverening redan finns vid Rimbo. UF-tekniken ger goda förutsättningar att minska halten suspenderat material (exempelvis mikrofibrer från tvätteriet) och kan ge kolfiltren en lång livslängd.

Teknikkombinationen innebär ett relativt stort behov av pumpning. För UF-anläggning behövs troligen permeatpumpar, backspolpumpar, tömningspumpar och kemikaliepumpar. För GAK-anläggningen behövs backspolpumpar.

Installationen kräver utjämningstank för permeat och buffertvolym för spolavlopp. Även förfilter till membran behövs i anläggningen. UF-steget kommer ge upphov till ett spolvatten som måste hanteras. Detta kan göras genom att leda spolvattnet till slambehandling eller tillbaka till inlopp.

Eventuell potential är att i framtiden producera biokol från producerat slam och använda som filtermaterial istället för aktivt kol, vilket skulle sänka både kostnader och klimatpåverkan.

3.3 Pulveriserat Aktivt Kol (PAK)

3.3.1 Allmänt

Behandling med PAK nyttjar likt GAK-filter det aktiva kolet som adsorptionsyta för föroreningar i avloppsvattnet. Det pulveriserade kolet har däremot en väsentligt mindre partikelstorlek (5-50 µm jämfört med 100-2 400 µm hos GAK), vilket resulterar i en större specifik area för föroreningarna att adsorbera till. Gynnsamma effekter som uppkommer vid användning av GAK så som etablering av biofilm eller filterfunktion uppnås inte för PAK (Baresel et.al., 2017).

Behandling med PAK har länge använts som reningsteknik inom dricksvattenproduktion och flera fullskaliga installationer finns upprättade i bland annat Tyskland och Schweiz. God inblandning av PAK med vatten före dosering är avgörande för att undvika driftproblem. Till skillnad mot GAK kan PAK tillsättas direkt i en kontaktbassäng och avskiljs därefter genom ett efterföljande filtreringssteg. PAK kan doseras i den biologiska reningen, innan eftersedimentationen eller som ett efterpolerande steg. PAK kan även tillsättas i en sidoström och recirkuleras till huvudströmmen. Fördelar med detta alternativ är platseffektiviteten och kontroll över hur stor del av flödet som behandlas, men däremot finns begränsning i att inte hela flödet kan renas. För att minska förbrukningen av kol är PAK som ett efterpolerande steg att föredra, eftersom kolet inte blandas med slammet från den biologiska reningen och därav kan återvinnas till viss del.

Ett effektivt efterföljande filtreringssteg krävs för att avskilja kolpartiklarna från det behandlade vattnet. Detta ger upphov till olika teknikkombinationer för PAK. Beroende på avskiljningssteg påverkas investeringskostnad och till viss del reningsgrad beroende på effektivitet av avskiljningen på kolet. PAK med efterföljande sandfilter samt PAK-UF beskrivs vidare i detta avsnitt medan PAK-MBBR och PAK-MBR återfinns i avsnitt 0.

3.3.2 Reningseffekt

Vilken reningseffekt som uppnås med PAK beror till stor del på vilken kvalitet och sammansättning det vatten som behandlas har. Likt GAK-filteknik ökar avskiljningsgraden för de avsedda föroreningarna om vattnet förbehandlats i så stor utsträckning som möjligt. Utöver vattnets sammansättning beror reningsgraden på mängden kol som används samt kontakttid.

Ingen effektiv avskiljning av mikroplaster erhålls med PAK. Däremot avlägsnas mikroplaster till viss del i det efterföljande filtreringssteget som krävs för att avskilja PAK från vattenfasen. Filtreringssteget kan utgöras av UF eller sandfilter. Mikrofilter kan användas som ett steg innan UF vid avskiljning av PAK. (Baresel. C et al, 2017a).

PAK-sandfilter:

Fullskaliga tester av PAK-dosering med efterföljande sandfiltrering på reningsverken i Baden-Württemberg och Mannheim i Tyskland uppnådde en 80 % avskiljningsgrad för några undersökta läkemedelssubstanser, se tabell 5

tabell 5 (Baresel et.al., 2017). För andra organiska läkemedel var reningsgraden lägre.

Tabell 5. Förväntad reduktion av mikroföroreningarna så som läkemedelsrester, PFAS, triclosan, nonylfenol samt bisfenol A vid införande av PAK (Baresel et al, 2017).

Förorening	Avskiljningsgrad för PAK
Läkemedelsrester*	>80 %
PFAS (inkl. PFOS)	>70 %
Triclosan	>70 %
Nonylfenol	0-<20 %
Bisfenol A	0-<20 %
Ftalater (t.ex. DEPH)	>70 %

*Gäller samtliga substanser enligt Baresel et al (2017) förutom Setralin(0<20%) och Trimetoprim(20>80%)

Vid pilotförsöken vid Fors ARV uppnåddes minst 81 % avskiljning av utvalda läkemedelsrester (Björleinius, 2021).

PAK- UF

PAK i kombination med UF har enligt IVL (Baresel, C., m fl., 2017a) samma avskiljningsgrad för läkemedelsrester som PAK. Dock ger kombinationen mycket bra avskiljning av mikroplaster.

3.3.3 Designparametrar

Övergripande designparametrar för dimensionering av PAK efter erfarenhet av implementering vid konventionella avloppsreningsverk i Schweiz och Tyskland presenteras i tabell 6.

Tabell 6. Driftparametrar från verk i Schweiz och Tyskland (Svenskt Vatten och Utveckling, 2016)

PAK	Enhet	Värde
Dos PAK	g PAK/g DOC	0,7-1,4
Dos koagulant*	mg/L	4-6
Dos polymer*	mg 100 % aktivt/ L	0,2- 0,3
Hydraulisk uppehållstid	min	30- 40
Ytbelastning	m/h	2
Återvinningsfaktor	-	0,5-1,0
Energikonsumtion	W/ behandlat m ³	45

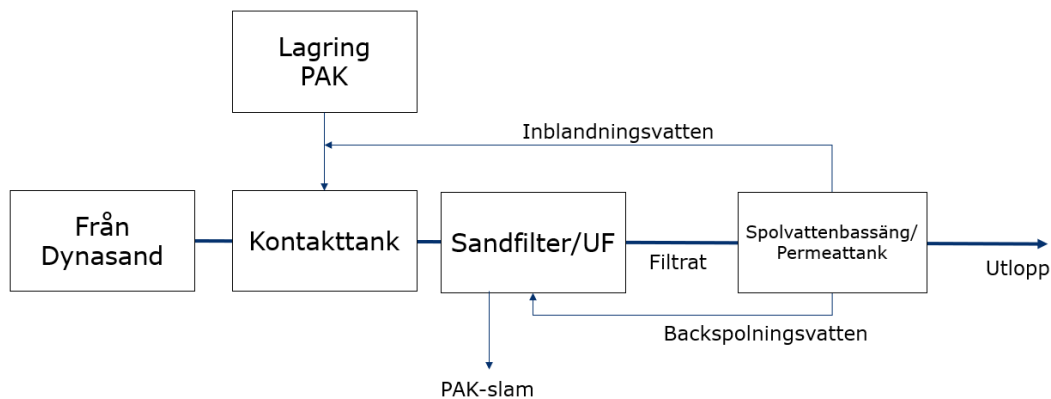
* Gäller om kemisk fällning/polymer används vid avskiljning av PAK.

En kontakttid kring 30 min har visats vara tillräcklig betraktat ur ett drifttekniskt och ytbehovsmässigt perspektiv. Optimala doseringsmängder av PAK behöver utredas för varje specifik anläggning efter att avloppsvattens sammansättning vid doseringspunkten kunnat fastställas (Baresel et.al., 2017).

Vid pilotförsöken vid Fors ARV användes under större delen av tiden en dos på mellan 15 och 25 g PAK/m³ med en uppehållstid på 20 minuter (Björleinius, 2021). Vid beräkning av dos-responskurva visades att en dos på 17 g/m³ erfordrades för en avskiljning på minst 80 % och en dos på 22 g/m³ för en avskiljning på 90 % av läkemedelsresterna. Detta uppges vara nästa dubbelt så höga doser som erfordrats vid andra pilotförsök i Sverige.

3.3.4 Konceptuell design

Föreslagen lösning för läkemedelsrening med PAK presenteras i figur 8.



Figur 8 - Blockschema för läkemedelsrening genom PAK-dosering

Utgående vatten från Dynasandfilter vid Rimbo leds till kontakttankar till vilka PAK doseras. PAK förvaras i en silo eller liknande och blandas med en liten andel vatten innan det doseras ner i kontakttankarna. Omrörning kan eventuellt komma att behövas i kontakttankarna.

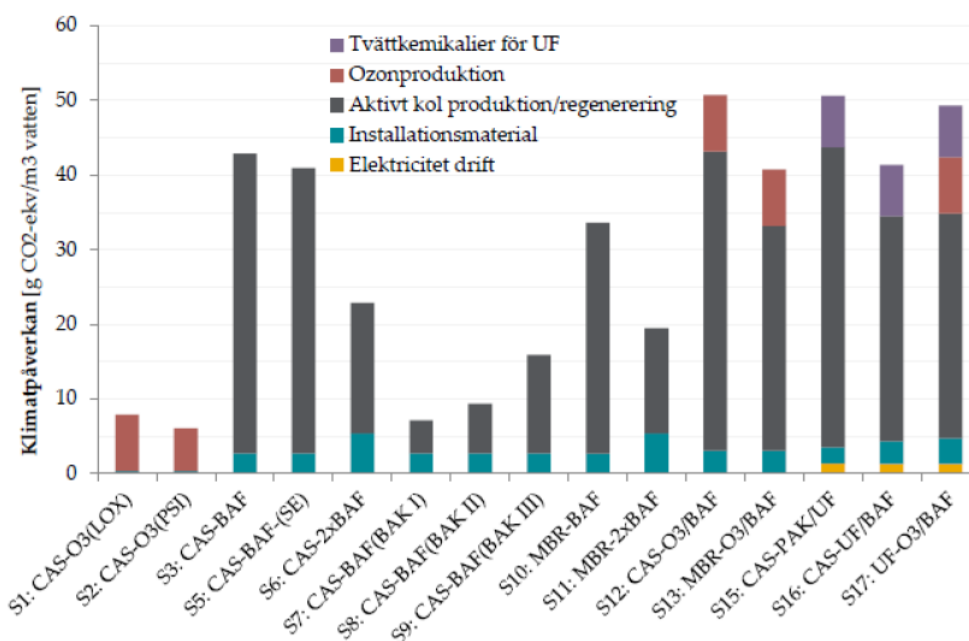
Från kontakttankarna leds flödet vidare till ett filtreringssteg (sandfilter eller UF) där PAK avskiljs. En del av filtratet leds till en spolvattenbassäng/permeattank för spolning av sandfilter/UF. Utgående flöde från filterssteget leds till utloppet.

3.3.5 Miljöpåverkan

Miljöpåverkan för PAK liknas med det som beskrivs i avsnitt 3.1.5, där den största påverkan kommer från produktion av kolet vilket är större än andra tekniker som inte baseras på kol. Energianvändningen för ett verk beräknas öka med 2–10 %.

Enligt Baresel et al. (2017b) så har teknikkombinationen UF-PAK en hög klimatpåverkan vilket beror på högt energibehov vid luftning av membranen, pumpning samt användning av kemikalier, se scenario 15 i figur 9. PAK-sandfilter kommer även den att ha en hög klimatpåverkan men något lägre än UF-PAK då kemikalieaspekten försvinner.

Användningen av pulveriserat aktivt kol medför att en restprodukt bildas i och med att kolet är doseras direkt i vattnet och inte kan regenereras. Detta behöver hanteras antingen genom en separat hantering av det förorenade aktiva kolet i en PAK/slamhantering, eller genom att PAK hamnar i avloppsslammet. Detta hindrar möjligheten att använda det som gödningsmedel på åkermark (Baresel, 2017a).



Figur 9 (samma bild som i avsnitt 3.1.5.). Klimatpåverkan för undersökta scenarier för en anläggning på 100 000 pe. Scenario 15 visar klimatpåverkan för PAK med efterföljande UF. Figur från Baresel et.al., 2017b.

3.3.6 Logistik

Vid implementering av PAK behövs framkomlighet på fastigheten till ett lagringsutrymme av PAK för leveranser med lastbil.

Vid en grov överslagsräkning kommer transport av PAK behöva ske fyra gånger per år baserat på en PAK-mängd på 20 g PAK/m³ och transporter på 30 m³ åt gången.

3.3.7 Kostnad

Kostnader för PAK är inhämtat från studier och fullskaleanläggningar i Europa. I Sverige finns inga anläggningar idag där PAK används.

Totalkostnaden för PAK har beräknats till 0,6 kr/m³ för ett verk på 20 000 pe och 0,57 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

Kostnaden för UF i kombination med PAK anges till 1,6 kr/m³ för ett verk på 20 000 pe och 1,3 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

Kostnaden för PAK i kombination med sandfilter anges till €0,26 ± 0,04 per m³ för ett verk på 20 000 pe och €0,2 ± 0,03 per m³ för ett verk på 100 000 pe (Mulder, 2015).

3.3.8 Kompatibilitet med Rimbo ARV

En utbyggnad med PAK kräver generellt en mindre yta än GAK då endast lagringsutrymme för kolet samt plats för doserutrustning behövs. I fallet vid Rimbo ARV där läkemedelsreningen placeras efter Dynasandfiltren kommer även en kontakttank för kolet att krävas. Utöver detta behövs plats för sandfilter/UF samt för avskiljning av kolet.

Vid implementering av PAK kommer slamkvaliteten påverkas i det fall där slamströmmarna från läkemedelsreningen och övriga verket blandas. Detta kommer påverka möjligheten att avsätta slam på åkermark eftersom slammet då kommer vara förorenat av kol. För att kunna fortsätta avsätta slam på åkermark kommer en separat slamhantering för slammet från läkemedelsreningen att behövas vilket riskerar öka drift- och investeringskostnaden.

3.4 Ozon med/utan efterföljande filter

3.4.1 Allmänt

Ozonoxidation (ozonering) är en välkänd reningsteknik som det ofta refereras till när det gäller behandling av svårnedbrytbara föroreningar. Reningstekniken utnyttjar ozonmolekylens kemiska egenskaper för att oxidera och därmed bryta ned specifika föroreningar i avloppsvattnet. Flera fullskaleinstallationer finns etablerade och i Sverige har ett flertal pilottester samt mindre fullskaletester genomförts. Några reningsverk har även erfarenheter från ozonbehandling av slam för att förbättra dess egenskaper, som t.ex. erhållen slamvolym och sjunkhastighet. Ett flertal företag erbjuder tekniska lösningar för reningsverk i olika storlekar. På Nykvarnsverket i Linköping har ett fullskaleverk driftsatts med ozoneringsteknik för behandling av läkemedelsrester med efterföljande MBBR. Även för dricksvattenrening är ozonoxidation en etablerad teknik.

Ozoneringen kan läggas som ett efterpoleringssteg, men det finns då en risk för utsläpp av skadliga transformations- och biprodukter med ekotoxikologiska effekter, som t.ex. bromat, nitrosaminer och formaldehyd. För att minimera halterna av skadliga restprodukter i utgående avloppsvatten bör ozoneringen därför kompletteras med ett efterföljande biologiskt behandlingssteg såsom GAK (O₃-GAK), sandfilter (O₃-sandfilter), MBBR (O₃-MBBR) eller del av aktivslam. Kombinationen O₃-MBBR är ingen vanlig kombination om det inte redan finns en befintlig MBBR-process implementerad på verket, se även avsnitt 4.3 *Ozon och MBBR*.

En toxisk biprodukt som inte kan avskiljas eller brytas ned i ett efterföljande filter är exempelvis bromat. Ett bra sätt att avgöra lämpligheten av att införa ozon är att mäta halten av bromid i inkommande avloppsvatten och därigenom estimerar utgående halter av bromat. Provtagningar av både bromid och bromat planeras under projektet.

Ozon är toxiskt och giftigt vid inandning. I anläggningar med ozon behövs det därför installeras utrustning för ozondestruktion (destruerar vid uppvärmning) i utrymmen där ozon används (så som kontakttank).

Den vanligaste kombinationen av tekniker är ozonering följt av sandfilter, vilket är standardlösningen i Schweiz (Björleinius. B, Personlig kontakt, 2020-02-05). Kombinationen används både för läkemedelsrening samt som ett allmänt poleringssteg i Europa. Metoden är ett billigare alternativ än O₃-GAK men förväntas inte ge lika bra reningsresultat på alla parametrar. I Knivsta utfördes under ett år pilotförsök i fullskala för ozonering med ett efterföljande kontaktfilter bestående av lecakulor (ett sätt att efterlikna sandfilter) (B, Björleinius, et.al. 2018).

Kombinationen med ozon och aktivt kol innebär en flerstegsbehandling som således nyttjar både oxidativ och biologisk nedbrytning tillsammans med adsorptionsverkan. Denna flerstegsbehandling är en mycket effektiv metod, men ett dyrare alternativ än sandfilter eller MBBR. I flera år har pilotförsök genomförts på Hammarby Sjöstadsverk med O₃-GAK och det finns ett flertal leverantörer som erbjuder lösningar för olika storlekar på O₃-GAK-system. För att uppnå biologisk aktivitet i filtret så behövs en längre uppehållstid jämfört med endast poleringsfilter. Enligt Baresel, C. (2017a) har uppehållstider på >10 min visats tillräckligt för BAF med GAK som filtermaterial. Det är även positivt för BAF att inkommande vatten har en hög syrehalt, från ozoneringen.

Ozonering kan även implementeras som mellanliggande reningssteg eller för ett recirkulationsflöde. Det finns flera installationer med ozonering som ett integrerat steg i biologin i Europa. Fördelen med denna placering är att en utbyggnad av den biologiska reningen inte behövs i form av ett extra biologiskt poleringssteg. Genom att skicka tillbaka det ozonerade vattnet till biologin utnyttjas biologin för att bryta ned eventuella restprodukter. Nackdelen är att mycket ozon förbrukas då det är en hög koncentration av suspenderade ämnen i vattnet jämfört med biologiskt färdigbehandlat vatten. De suspenderade ämnena förbrukar en del av ozonet utan att läkemedelsrester bryts ned och det kan bildas biprodukter vid ozonering av organiskt material.

Vid produktion av ozon används syre, vilken kan levereras som flytande syre eller produceras från luft. Energiförbrukningen vid ozonering är den högsta kostnaden för ozon och det är framförallt produktion av ozon som är energikrävande.

För att uppnå optimal reningseffekt krävs noggrann styrning av ozoneringen då höga restozon-halter kan hämma en eventuell efterföljande biologisk aktivitet. Höga syrehalter gynnar i det ozonerade vattnet gynnar de biologiska nedbrytningsprocessen i det efterföljande biologiska filtret (Baresel et al, 2017b).

3.4.2 Reningseffekt

Ozonbehandling bibehåller en jämn reningseffektivitet över lång tid, så länge tillhörande utrustning blir regelbundet underhållen. Den erhållna reningsgraden beror till stor del på vattnets kvalitet då förhållanden med höga partikel- och föroreningshalter minskar reduktionsgraden för de avsedda föroreningarna. Det åtgår också avsevärt mycket mer ozon. Vid försök i Växjö krävdes ungefär dubbel ozondos då eftersedimenterat vatten behandlades, jämfört med utgående vatten (efter DynaSandfilter) (Lindberg 2019).

Andra faktorer som kan påverka ozoneringen enligt Wahlberg, C et.al. (2010) är främst kontakttiden, desto längre kontakttid och större kontaktyta mellan vatten och gas desto bättre sker oxideringen. Med längre kontakttid kan all tillförd ozongas konsumeras och ge bättre ozoneringsresultat. Ytterligare en faktor som kan påverka är temperaturen, vid höga temperaturer går oxidationen snabbare.

Olika läkemedelssubstanser kräver olika doseringsmängder vilket innebär att ozons lämplighet som teknik kan bero på vilka substans som återfinns vid ett specifikt verk. Detta medför att om en substans som kräver en högre dos för bra rening identifieras som är viktigt att minska i recipienten blir detta dimensionerande för vilken ozondos som krävs. Vid Rimbo ARV kommer provtagning av läkemedelssubstanser att ske under projektets gång och därefter kommer en erforderlig dos att tas fram.

Vid Nykvarnsverket i Linköping (O₃-MBBR) uppnås en medelreduktion strax över 80 % av uppmätta läkemedel (Ramboll, 2021a).

Vid förekomst av höga nitrithalter i avloppsvattnet behöver ozondosen ökas för att kompensera för nitritoxidation. Ju kraftigare ozonbehandlingen är, desto högre är risken för bildandet av andra toxiska föroreningar. En kraftigare ozonbehandling ökad också miljöpåverkan i form av förbrukade resurser för reningen (Baresel, C. 2019a).

O₃-sandfilter:

Reningseffekten för O₃ med efterföljande sandfilter presenteras i tabell 7. Reduktion av transformations- och biprodukter bedöms preliminärt vara tillräcklig i och med biologisk rening i sandfiltren.

Tabell 7. Förväntad reduktion av mikroföroreningarna så som läkemedelsrester, PFAS, triclosan, nonylfenol samt bisfenol A vid införande av ozonering (Baresel et al, 2017a).

Förorening	Avskiljningsgrad för ozon
Läkemedelsrester (t.ex. Diklofenak, 17α-ethinylestradiol)	>80 %
Läkemedelsrester (t.ex. Ibuprofen, Oxazepam och Setralin)	20-<80 %
Läkemedelsrester (Aзитromycin)	0-<20 %
PFAS (inkl. PFOS)	0-<20 %
Triclosan	20-<70 %
Nonylfenol	20-<70 %
Bisfenol A	>70 %
Ftalater (t.ex. DEPH)	0-<20 %

I försöken i Knivsta kunde en medelreduktion på 77 % (vid en ozondos på 7 g O₃/m³ och 30 min uppehållstid) av samtliga studerade substanser uppnås. Den något låga avskiljningsgraden beror på en otillräcklig ozondos i relation till TOC-halten i avloppsvattnet (B, Björleinius et al. 2018).

Som tabell 7 visar är reningsgraden för PFAS låg vid ozonering. Detta beror på att oxidation inte är tillräckligt effektiv för att bryta de starka bindningarna mellan kol och fluor i PFAS.

Erfarenheter från Wahlberg, C et.al., 2010 visade att ozonering hade en tydlig effekt på den genomsnittliga reduktionen av läkemedelssubstanser. Vid en dos på 5 g O₃/m³ avlägsnades ca 80 % av läkemedelssubstanserna, för att uppnå 90 % behövdes en dos på 7 g O₃/m³.

Vid pilotförsök vid Fors ARV uppnåddes en avskiljning på i snitt 91 % vid användning av O₃-sandfilter (Björleinius, 2021).

O₃-GAK:

Alternativet med ozon och kolfilter antas ha en god reduktion för ett brett spektrum av mikroföroreningar förutom för mikroplaster. Kombinationen möjliggör att lägre ozondoser kan användas då hårt bundna föroreningar görs tillgängliga för nedbrytning i det efterföljande GAK-filtret. Förväntade avskiljningsgrader presenteras i tabell 8.

Tabell 8 - Förväntad reduktion av läkemedelsrester, PFAS, triclosan, nonylfenol samt bisfenol A vid införande av GAK-filter (Baresel et al, 2017a).

Förorening	Avskiljningsgrad för O ₃ -GAK
Läkemedelsrester	>80 %
PFAS (inkl. PFOS)	>70 %
Triclosan	>70 %
Nonylfenol	20-70 %
Bisfenol A	>70 %
Ftalater (t.ex. DEPH)	>70 %

Vid Simrishamn visade kombinationen av O₃-GAK på mycket goda reningsresultat efter ett år i drift. Kombination kördes med tre olika ozondoser under försöken 8, 6 och 4 mg O₃/l. Vid dosen 8 mg/l låg reduktionen för läkemedel över 90% för samtliga studerade substanser, förutom två, carbamazepine 88% och ketoprofen 87%. Reduktionsförmågan sjönk något i försöken med 6 och 4 mg/l. Provtagningar för dessa skedde dock efter driften med 8 mg/l, vilket kan ha minskat reduktionsförmågan för kolet i GAK-filtren pga. drifttiden mellan provtagningarna. Sand- och GAK-filter utgjordes av kontinuerliga filter (Ramboll, 2020a).

I tabell 9 redovisas reduktionsgraden av utvalda läkemedelsrester från pilotförsöken i Simrishamn.

Tabell 9. Reduktion av utvalda läkemedelsrester från pilotförsök i Simrishamn vid 8 mg O₃ /l)).

	O ₃ -SF	O ₃ -GAK
Citalopram	97 %	>99 %
Oxazepam	78 %	95 %
Ranitidin	>99 %	>99 %
Diklofenak	100 %	100 %
Furosemi	>99 %	>99 %
Serttralin	>98 %	98 %

Vid Tierps Arv uppges att en medelreduktion på 90 % erhållits efter cirka 6 månader i drift (Temab, 2020). Pilotförsök i fullskala i Sorsele (för 30 m³/h) visade på en avskiljningsgrad på ca 90% för kombinationen sandfilter – ozon – GAK (Webinarium 2021).

3.4.3 Designparameterar

Övergripande designparametrar för dimensionering vid ozonering baserat på erfarenhet från konventionella avloppsreningsverk i Schweiz och Tyskland presenteras i tabell 10, samt erfarenheter från svenska fullskaleförsök.

Tabell 10. Driftparametrar baserade på data från Schweiz och Tyskland (Svenskt Vatten Utveckling, 2016 och Furgal, 2017 & CW Pharma, 2020)

Parameter	Enhet	Erfarenhets- värden (Schweiz & Tyskland)	Simrishamn	Linköping
Ozondos	g O ₃ /g DOC	0,6-0,9	-	0,5-0,6
	mg O ₃ /L	4-14*	4-8	-
Hydraulisk retentionstid	min	15-30**	30-40	12
Energi-förbrukning	kWh/kg O ₃ per h	10	-	11,72
	W/ behandlat m ³	45	-	4***

*vid en DOC-halt i utloppet på 7-15 mg/l

**reaktor 10-25 min och avskiljning av överblivet ozon 5 min

***Beräknat på 3825 kWh/d och ett flöde på 1700 m³/h.

Ozondoser mellan 0,3–1,2 mg O₃/mg DOC (motsvarar 3–12 g O₃/m³ vid 10 mg DOC/l) fungerar väl för de studerade läkemedelsresterna, med högre reningsresultat för högre ozondoser (Baresel et al, 2017b).

I Schweiz ligger vanligen ozondosen på 0,4–0,6 g O₃/g DOC, vilket är den dos som behövs för att nå reduktionskraven på 80 % (Furgal, K., 2019).

Ett sätt att styra bildandet av transformations- och biprodukter är att inte ha för hög ozondos. Om t.ex. bromid finns i inkommande vatten ger en ozondos på 0,4–0,6 g O₃/DOC en omvandling av ≤ 5 % av bromiden till bromat. Ifall en dos på 1,0 g O₃/DOC används så omvandlas istället 10–20 % av inkommande bromid till bromat. Eftersom bromat är en skadlig bioprodukt är det viktigt att kontrollera ozondosen för att minimera uppkomsten av bromat. Det finns ingen efterbehandling som kan reducera bromathalter (Furgal, 2019).

Vid pilotförsöken på Fors ARV användes en ozondos på 4,5–5 g O₃/m³ (0,65–0,71 g O₃/g DOC) och en uppehållstid på 16–19 minuter (Björleinius, 2021).

Vid pilotförsöken i Växjö ARV användes en ozondos på 4 g O₃/m³ (0,5 g O₃/g DOC) och en uppehållstid på 11 minuter (Lindberg, 2019). Beräkningar för en fullskaleanläggning visar på 0,033 kWh/m³ energiförbrukning för endast ozon.

Pilotförsök i Sorsele uppgav en energiåtgång på 0,36 kWh/m³ för kombinationen sandfilter – ozon – GAK (Webinarium 2021).

Vid Nykvarnsverket har man valt att köra ozonanläggningen tills att halten suspenderade ämnen når 10 mg/l vid inloppet av reaktortanken. Vid högre halter så upplever driften att det blir problem med skumning i processen (R, Sehlén. Personlig kontakt 2020).

I tabell 11 presenteras designparametrar för ett sand- och kolfilter efter en ozonering. Övergripande designparametrar för GAK-filter som efterföljande biologisk rening kan troligen liknas med de som presenteras i avsnitt 3.1.3. Förmodligen kan GAK-filtret användas under fler bäddvolymmer jämfört med utan föregående ozonering.

Tabell 11. Designparametrar för filteranläggning (K, Furgal., 2017) och för GAK-filter (Ramboll, 2019a) som biologisk efterpolering.

Parameter	Enhet	GAK-filter	Sandfilter
Ytbelastning	m/h	6–10	12
Backspolflöde	% av utgående filtrat	5–15	5–10
Effektförbrukning	W/behandlat m ³	22* / 40**	15

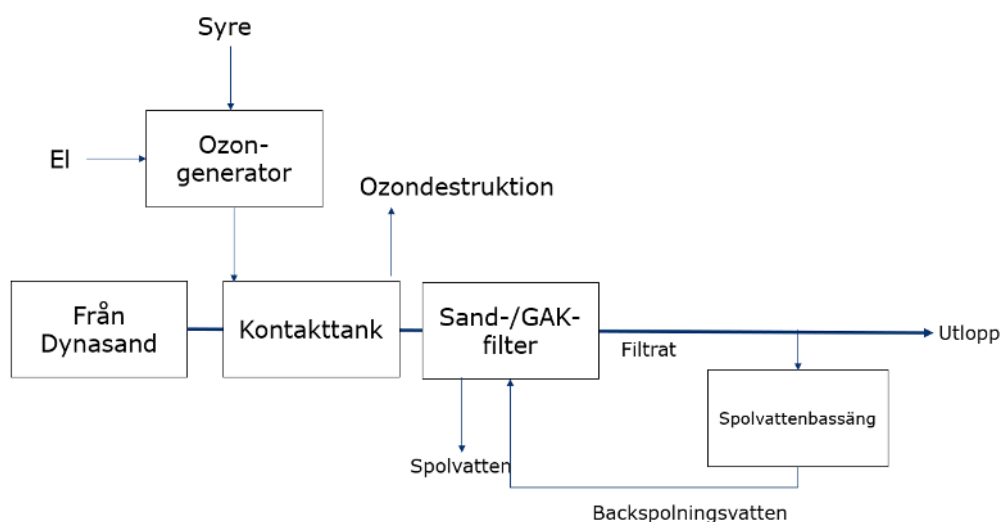
*Enligt beräkningar från Himmerfjärdsverket

**Enligt K, Furgal. 2017.

Vid pilotstudierna vid Fors reningsverk prövades att endast ha en förlängd kontakttid efter ozonet och inte ett filtreringssteg. Uppehållstiden i kontakttankarna varierade mellan 3-6 h. Resultatet visade en liten tendens till något bättre rening (baserat på 1 stickprov) men det bedömdes som ej kostnadseffektivt att implementera förlängda kontakttider på grund av kostnaden för erforderliga tankvolymen för den lilla effekt på reduktion av läkemedelsrester (Björleinius, 2021).

3.4.4 Konceptuell design av ozonering med efterföljande filter

Föreslagen lösning för läkemedelsrening med ozonering presenteras i figur 10.



Figur 10 – Blockschema för läkemedelsrening genom endast ozonering.

Utgående avloppsvatten från Dynasandfilter leds till en fördelningskanal varifrån vattnet sedan distribueras till ett antal kontakttankar.

Omgivande luft används för att producera syrgas i en syrgasgenerator som tillförs el, alternativt kan flytande syre köpas in. Syrgasen och el tillförs sedan till en ozongenerator i vilken ozon produceras. Det tillverkade ozonet distribueras till kontakttankarna.

Från kontakttankarna tas frånluft ut och kvarvarande ozon hanteras via en ozondestruktor. Alternativt kan avluftningstank efterfölja kontakttanken där frånluft tas från. Utgående vatten från kontakttankarna leds till en filteranläggning.

En andel av utgående filtrat kommer att ledas till en reservoar för att kunna användas vid backspolning. Vart spolavloppet skall pumpas är i nuläget inte bestämt. Filtratet leds till utloppet.

3.4.5 Miljöpåverkan

Problemet med endast ozonering som reningssteg är bildandet av transformations- och biprodukter såsom bromat, nitrosaminer, formaldehyd och andra toxiska ämnen. Ifall ett extra biologiskt steg efter ozonering implementeras kan effekterna av biprodukterna reduceras. Studier inom SystemLäk visar att det i vissa fall räcker med en förlängd uppehållstid efter ozonering för att minska de negativa effekterna av biprodukterna (Baresel, C. et.al 2017a).

Vissa transformations- och biprodukter kan inte avskiljas genom ett efterföljande biologiskt reningssteg, t.ex. bromat. Halten inkommande bromid bör därför mätas i inkommande vatten för att se huruvida ozonering är en rimlig lösning.

För att säkerställa att ozonbehandlingar inte ger toxiska effekter har Schweiz utvecklat ett 5 stegs-program. Stegen består av:

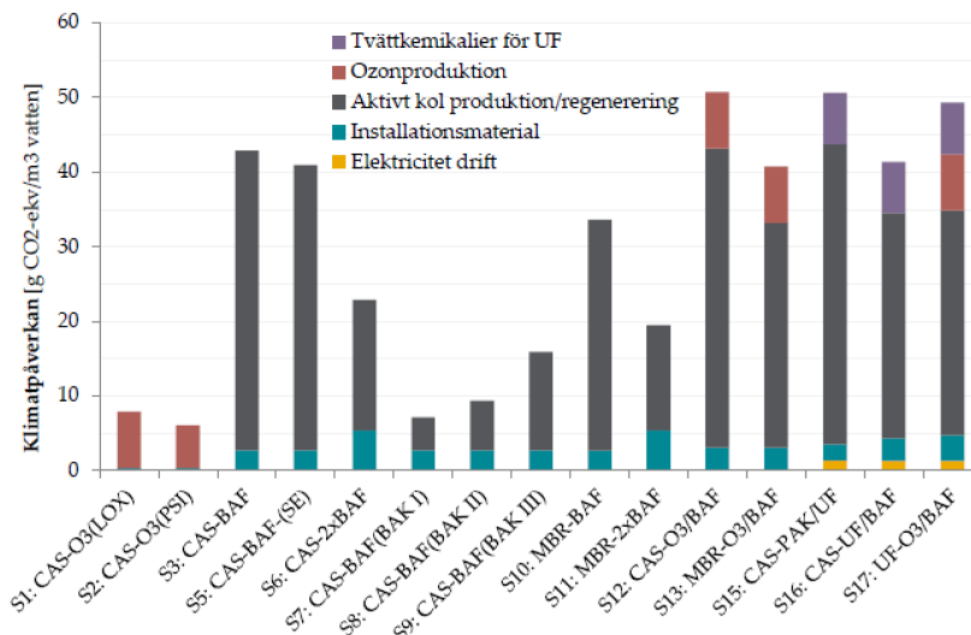
1. Bedömning av stabiliteten för ozon i avloppsvattnet. Detta innebär att avloppsvattnet på aktuellt reningsverk analyseras avseende halten av fria radikaler och resultatet jämförs med referensdata. Om stabiliteten skiljer sig jämfört med förväntat värde kan det innebära att toxiska komponenter bildats och ozonering bedöms att ej vara lämpligt. Mätningen används även som bas för verkningsgradsberäkning i steg 2.
2. Beräkning av reduktion av mikroföroreningar beroende av ozondos.
3. Mätning av kända restprodukter från ozonoxidering som bromat, nitrosdimetylamine, mm.
4. Olika biologiska tester för att utvärdera toxiciteten.
5. Tester på plats för den byggda anläggningen.

Schweiz håller även på att ta fram en metod för att uppföljning av ozonanläggningar vid ändrad drift, tex då en ny industri läggs till en befintlig anläggningen (Furgal, K., 2019).

Ozon är en instabil gas och kan vid höga temperaturer orsaka brand. Ozonet kan orsaka ögon-, hud och luftvägsirritation. Vid lång exponering misstänks ozon kunna orsaka genetiska effekter. Ozon avger en kraftig lukt redan vid låga ofarliga halter vilket gör att ozonemissioner är lätta att upptäcka, om driftpersonal utrustas med gaslarm bör säkerhetsrisker kunna hanteras (Baresel, C. et.al 2017a).

Ifall flytande syre ska hanteras behöver hänsyn tas till framför allt brand- och explosionsrisk.

I figur 11 presenteras klimatpåverkan från alternativen med ozon.



Figur 11 (samma bild som figur 4). Klimatpåverkan för undersökta scenarier för en anläggning på 100 000 pe. Scenario 1 och 2 visar klimatpåverkan av olika tekniker för framställan av ozon. Scenario 12 visar klimatpåverkan av ozoneringen med efterföljande biologiskt filter. Figur från Baresel et.al., 2017b

Endast ozonering är en av teknikerna som innebär lägst klimatpåverkan. Ozonproduktion med flytande syre medför en liten ökning i klimatpåverkan jämfört med om ozonproduktion sker lokalt med PSI-teknik, se scenario 1 och 2 i figur 11. Framför allt är det energiförbrukningen i samband med tillverkning av ozon som står för den miljöpåverkande faktorn. Syregenerering medför också energiförbrukning, men mindre än ozontillverkningen. Energiförbrukningen är i samma storleksnivå som aktivt kol när tillverkning och regenerering medräknas (Baresel, C. et.al 2017b), men aktivt kol har en betydligt högre klimatpåverkan (p.g.a. sämre energimix där kolet tillverkas och regenereras).

Alternativen med ozon och kolfilter har betydligt högre klimatpåverkan (scenario 12) vilket beror på koltillverkning och regenerering.

Samtliga filteralternativ innebär ett ökat behov av betong, vilket medför en större miljöpåverkan.

3.4.6 Logistik

Ifall syrgas produceras lokalt på plats behövs ingen logistik förutom vid byte av maskindelar.

För en GAK-anläggning krävs samma typ av logistik som beskrivs i avsnitt 3.1.6 men med lägre frekvens på byte av filtermaterial.

3.4.7 Kostnad

O₃:

Nedan kostnader inkluderar endast kostnaden för ozoneringssteget och ej efterföljande behandlingssteg.

Erfarenheter från SystemLäk (2016) visar på kostnader på 0,5-0,8 kr/m³ för ett verk på 10 000 pe och 0,15-0,3 kr/m³ för verk på >500 000 pe (för en ozondos på 5 mg O₃/L och en kontakttid på minst 15 min) (Baresel, C., 2017a).

Totalkostnaden för ozonering har beräknats för ett verk för framtidens kapacitet 0,23-0,35 kr/m³ för ett verk på 20 000 pe och 0,19-0,20 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

Enligt Mulder (2015) så ligger kostnaden för endast ozonering på 0,9-1,5 kr/m³ för anläggningsstorlek 20 000 – 300 000 pe.

Enligt Wahlberg, C et.al. (2010) så skattas totalkostnaden för ozonering i reningsverk för mer än 100 000 pe till 0,6 kr/m³.

Implementeringen av läkemedelsrening på Nykvarns ARV i Linköping kostade ca 25 Mkr och verket har kapacitet för 42 000 m³/dag. Kostnaden för MBBR är inte medtagen då detta processteg redan fanns på verket (Naturvårdsverket, 2017). I Specifik totalkostnad har beräknats till 0,62 kr/m³ respektive 61 kr/pe,år.

Totalkostnad för investering vid Knivsta reningsverk var 4,5 Mkr och specifik totalkostnad har beräknats till 0,96 kr/m³ respektive 80 kr/pe,år (Svenskt Vatten 2021). Dock utformades anläggningen på enklast möjliga sätt för en begränsad tid, så investeringskostnaden är inte helt relevant i de fall byggnader och bassänger anses ha en livslängd på 40 år eller längre.

Kostnaden för ozonering i fullskala vid Växjö's reningsverk (för 800 m³/h och med målet att reducera 80% av oxazepam) har beräknats till 24 Mkr, men inkluderar då inget efterbehandlingssteg för transformationsprodukter. Driftskostnaderna har uppskattats till 0,4-0,5 kr/m³ beroende på LOX kostnaden (för en ozondos på 4 g/m³ eller 0,5 g/g DOC). Skulle en ozondos på 12 g/m³ krävas stiger driftskostnaden till 0,5-0,85 kr/ m³ (Lindberg 2019).

O₃-GAK:

Totalkostnaden för ozonering med efterföljande GAK-filter har beräknats till 0,75 kr/m³ för ett verk på 20 000 pe och 0,5 kr/m³ för ett verk på 100 000 pe (Naturvårdsverket, 2017).

För Stengårdens ARV i Simrishamn beräknades den totala investeringskostnaden till 30 Mkr och specifik totalkostnad 2,14 kr/m³ respektive 180 kr/pe (Svenskt Vatten 2021). Detta inkluderar en förfiltrering med mikrosil samt tre efterföljande behandlingslinjer (ozonering följt av Dynasandfilter respektive GAK samt GAC).

Totalkostnaden för investering vid Tierps reningsverk var 12 Mkr och specifik totalkostnad 1,8 kr/m³ respektive 207 kr/pe (Svenskt Vatten 2021). Detta inkluderar sandfilter före ozonering och GAK-filter efter.

Vid Bräkne-Hoby ARV Ronneby beräknades totalkostnaden för investering till 3,5 Mkr och specifik totalkostnad 4,5 kr/m³ respektive 647 kr/pe (Svenskt Vatten 2021). Detta inkluderar sandfilter före ozonering och GAK-filter efter.

O₃-sandfilter:

Enligt (Mulder, 2015) så ligger kostnaden för O₃-sandfilter på €0,22 ± 0,04 kr per m³ för ett verk på 20 000 pe och €0,18 ± 0,03 per m³ för ett verk på 100 000 pe. Baserat på en DOC-halt på 7–15 mg/l.

Investeringskostnaden för läkemedelsrening för O₃-sandfilter på Fors bedöms till 56 Mkr med driftkostnad på 0,84 Mkr. Detta innebär en kostnad på cirka 1,4 kr/m³ behandlat vatten (baserat på 520 m³/h, 37 000 anslutna personer) (Ramboll, 2021).

3.4.8 Kompatibilitet med Rimbo ARV

En utbyggnation av ozonering är kompatibel med processen på Rimbo ARV. Problemet med transformations- och biprodukter betyder att endast ozonering inte anses som tillräcklig rening, utan bör kompletteras med ett efterföljande biologiskt reningssteg. Bromat har inte provtagits och ska följas upp senare i projektet, men inget tyder på höga halter bromat i vattnet så som saltvatteninträngning på ledningsnätet.

De höga suspenderade ämne (i medel 22 mg SS/l) kan innebära att höga ozondoser behövas. Det bör undersökas om driften av Dynasandfiltren kan förbättras annars kan ett förfilter av något slag vara aktuellt innan ozoneringen.

Troligen behövs pumpning av utgående vatten från Dynasandfilter till ozonanläggningen och till den biologiska reningen. Utgående vatten från den biologiska reningen bör kunna ledas med självfall till utloppet.

Både GAK- och sandfilter alternativen innebär behov av backspolning. Beroende på hur stor stötbelastning från backspolningsvatten och spolavlopp som den biologiska huvudprocessen klarar kan det bli aktuellt att bygga buffertvolym.

3.5 Väteperoxid (H_2O_2) och UV

Läkemedelsrening med väteperoxid, H_2O_2 , i kombination med UV har visats fungera i flera pilotförsök. Hydroxylradikaler bildas när UV-ljuset träffar väteperoxiden vilka i sin tur bryter ned läkemedelsresterna. UV-ljuset kan doseras monokramiskt (d.v.s. med en bestämd våglängd) med våglängden 254 nm vilket gynnar desinfektion. Det kan även doseras i bredspektrum som är bra för att bryta ned läkemedelsrester (Wahlberg, C et.al., 2010).

3.5.1 Allmänt

UV/ H_2O_2 tillhör de så kallade avancerade oxidationsprocesserna (AOP) som innebär produktion av högreaktiva hydroxylradikaler som i det här fallet genereras från väteperoxid (H_2O_2) med hjälp av ultraviolett (UV) strålning. Den nödvändiga intensiteten för UV-strålning beror på UV-ljusabsorbansen (UVA) eller transmittansen (UVT) i det behandlade vattnet. I vatten med hög transmittans kan mer UV-ljus absorberas av H_2O_2 och mindre energi krävs för att åstadkomma samma produktion av hydroxylradikaler jämfört med vatten med lägre transmittans. Hydroxylradikalerna som bildas är högreaktiva och oselektiva. Eftersom tekniken är beroende av transmittans i vattnet gör den sig bäst som ett extra reningssteg efter konventionell rening i reningsverken.

Liksom för ozonbehandling kan biprodukter bildas i processen, såsom ökade halter AOC, nitrat och andra oidentifierade produkter, men dessa kan minskas med efterbehandling. En fördel med UV/ H_2O_2 är att bromatbildningen, som kan uppstå vid ozonering och utgöra ett problem, inte finns.

3.5.2 Reningseffekt

Förväntad reningseffekt för läkemedelssubstanser beror av dos väteperoxid och UV intensitet och följer liksom ozon ett tydligt dos-responsmönster. I tabell 11 presenteras resultat från pilotförsök från Växjö.

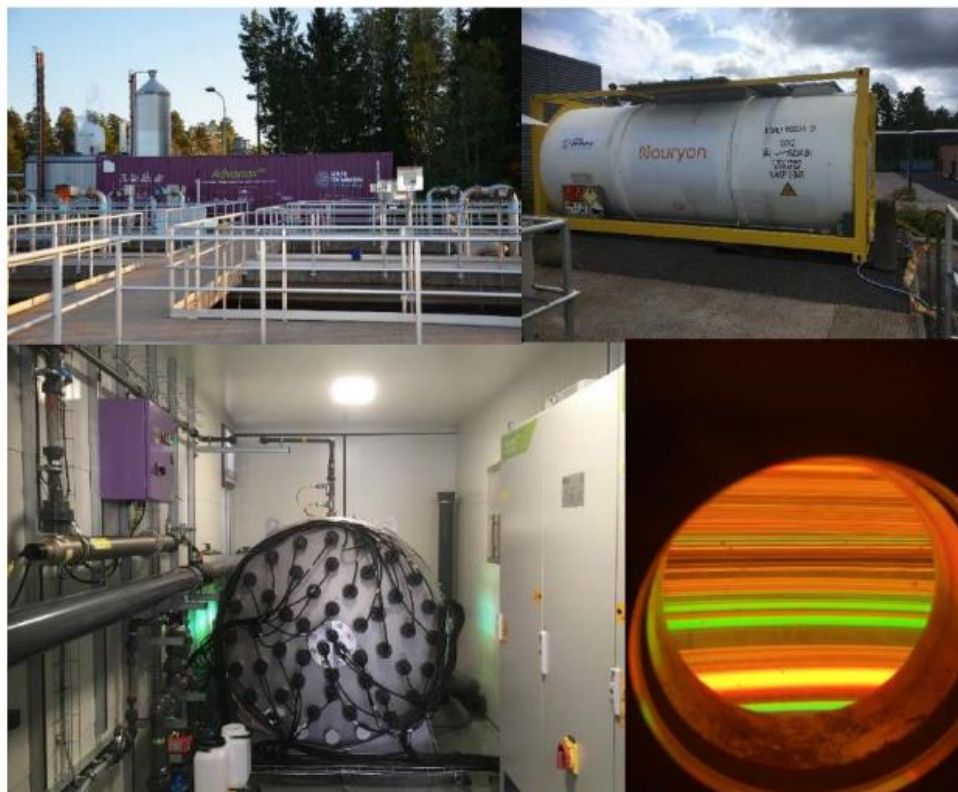
Tabell 11 - Förväntad reduktion av läkemedelsrester, PFAS, estron, nonylfenol samt bisfenol A vid införande av UV/H₂O₂ (Lindberg 2019)

Förorening	Avskiljningsgrad för UV/H ₂ O ₂
Läkemedelsrester	>85 %
PFAS-11 (6FTS)	Upp till 57 %
Estron (E1)	65 %
Bisfenol F	Upp till 70 %
Bakterier	>99%

I försöken i Växjö uppnåddes >95% reduktion av analyserade läkemedels-substanser. Bakterier elimineras redan vid de lägsta doserna, vilket visar på god potential att ta bort även antibiotikaresistenta bakterier med tekniken. Inga potentiellt toxiska biprodukter kunde påvisas, varken bromat eller de som visas genom effekt på bakterie (Microtox), grönalg eller kräftdjur (Lindberg 2020).

3.5.3 Designparametrar

UV-reaktorn utgör den viktigaste anläggningsdelen och behöver bestå av UV-lampor (lågtransmittans) som i sin tur kan bestå av flera enheter i serie för att uppnå en önskad UV-dos på minst 10 000 J/m². Reaktordesignen spelar en viktig roll för effektiviteten av reaktorn och bör tas fram av lämplig teknikleverantör. Även reaktorns storlek bestäms av utförandet. Till exempel kan flera UV-lampor installeras i samma reaktor för att uppnå en högre UV-intensitet, som den som användes i Växjö 2019 med en kapacitet på 40–120 m³ /h (Figur 12). Utöver UV-reaktorn behövs ett katalytiskt filter för borttagning av restväteperoxid. En lagringstank för väteperoxid och dosering för att uppnå >40 mg/l behövs, samt lagringsvolym för citronsyra för rengöring av UV-reaktorn.



Figur 12. Bild från pilotförsök med UV/H₂O₂ vid Sundets ARV.

Den pilot som användes vid försöken i Växjö var anpassad för driftinställningar enligt tabell 12.

Tabell 12. Designparametrar för UV/H₂O₂ (Lindberg, 2019)(Baresel et al. 2019b)

Parameter	Enhet	Växjö	Baresel et al. 2019b
UV-C dos	J/m ²	5 000-12 500	
H ₂ O ₂ dos	mg/l	20-40	
Transmittans	%	30-70	
Kapacitet	m ³ /h	40-120	
Energiförbrukning	kWh/behandlat		0,15 (3 000 J/m ²)
	m ³	0,36 (6 300 J/m ²)	0,30 (5 000 J/m ²)

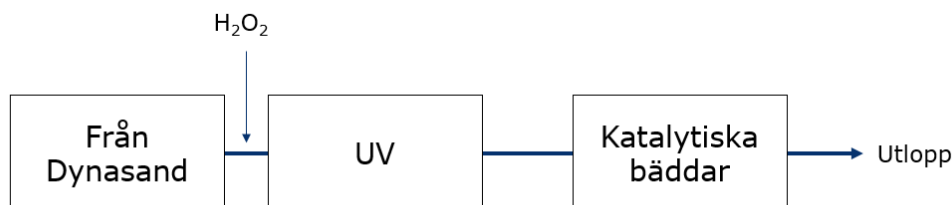


Figur 1. Schematisk översikt över Advanox™-piloten (bild från Van Remmen UV Technology).

Figur 13 – Illustration för läkemedelsrening genom UV/H₂O₂. (Lindberg 2019)

3.5.4 Konceptuell design

Föreslagen lösning för läkemedelsrening med UV/H₂O₂ presenteras i Figur 14.



Figur 14. Blockschema för läkemedelsrening genom UV/ H₂O₂.

Vatten från Dynasandfiltren och erforderlig dos väteperoxid tillsätts och belyses därefter med UV-ljus. Ju högre transmittans (UVT) som vattnet har desto lägre UV-dos krävs eftersom mer UV-ljus kan adsorberas av väteperoxiden. Därefter leds vatten till katalytiska bäddar varifrån vattnet led till utlopp.

3.5.5 Miljöpåverkan

För tekniken med UV/H₂O₂ är den största miljöpåverkan kemikalieförbrukning och energiförbrukning. Väteperoxid tillverkas genom Antrakinonprocessen där antrakinon blir omväxlande reducerat med vätgas (H₂) och oxiderat med luft/syre (O₂) varvid koncentrerad väteperoxid (H₂O₂) bildas. Nouryons (AkzoNobels) produktion finns bland annat i Sverige och produkten Eka HP säljs i koncentration 19–70 %. Energianvändningen för ett verk av Växjö storlek beräknades att öka med 50%, medan jämförande ozonbehandling bara skulle öka förbrukningen med 5% (Lindberg 2019). Åtgärder för att sänka transmittansen krävs för att sänka energikostnaden och miljöpåverkan för tekniken.

Det katalytiska filtret som krävs för borttagning av restväteperoxid och biprodukter kommer att mättas och när detta är uttjänt behöver materialet omhändertas.

Det finns arbetsmiljöaspekter kring hantering av väteperoxid och rengöring av UV-lampor som behöver beaktas.

3.5.6 **Kostnad**

Kostnaden för UV/H₂O₂ i fullskala vid Växjörens reningsverk (för 800 m³/h och med målet att reducera 80% av oxazepam) har beräknats till 15 Mkr, inklusive katalytisk bädd för omhändertagande av väteperoxid. Driftkostnaderna har uppskattats till 1,1 kr/m³ beroende på hög energiförbrukning (Lindberg 2019).

3.5.7 **Logistik**

Vid implementering av UV/H₂O₂ behövs framkomlighet på fastigheten till ett lagringsutrymme av H₂O₂ för leveranser med lastbil.

Mängden transporter beror på H₂O₂-koncentrationen, samt vilken dos som krävs för att erhålla det resultat som eftersträvas. Vid försöken i Växjö användes 19% H₂O₂ med anledning av att inget tillstånd behövs om koncentrationen understiger 20%. Denna låga koncentration är dock varken ekonomisk eller miljövänlig för en anläggning i fullskala då det genererar många onödiga transporter.

3.5.8 **Kompatibilitet med Rimbo ARV**

UV/väteperoxid är en teknik som kan vara kompatibel med Rimbo ARV.

Från Dynasandfiltren pumpas vatten till en UV-reaktor och väteperoxid doseras på vägen dit. Höga halter av suspenderade ämnen kan bidra till ett lågt UVT-värde och innebära att en hög dos UV behövs. För att UV/H₂O₂ tekniken ska vara intressant måste transmittansen på utgående vatten från Rimbo sannolikt förbättras. I annat fall är energikostnaden alltför hög jämfört med ozonering. Om Rimbos utgående vatten visar sig innehålla höga halter bromid med risk för bromatbildning kan UV/H₂O₂ tekniken vara intressant, då ozonering i sådana fall är olämplig.

4. Övriga tekniker för läkemedelsrening

Teknikerna nedan beskrivs kortfattat då dessa tekniker är under utveckling eller att enbart lite drifterfarenhet finns. Pilotstudier har utförts i tidigare studier men teknikerna bedöms inte vara aktuell för Rimbo ARV.

4.1 Nanofilter och omvänd osmos

Nanofiltrering och filtrering med omvänd osmos är en avskiljande teknik för läkemedelsrester. Tekniken fungerar genom att vatten pressas igenom täta membran under högt tryck. Nanofiltrering innebär filtrering ungefär i spannet 0,001-0,01 mm och en tryckskillnad över membranet om 2-40 bar krävs. För omvänd osmos är porstorleken på membranet istället i intervallet 0,0001-0,001 och det krävs en tryckskillnad om 5-70 bar över membranet. (Baresel et.al. 2017a). Ett stort antal lösta organiska föreningar (exempelvis läkemedelsrester) men även mindre substanser som salt avlägsnas. I pilotförsök på Hammarby Sjöstadsverk har en reduktion på över 95 % uppmätts vilket visar på att en viss del av läkemedelssubstanserna kan ta sig igenom membranet. Ingen destruktion av läkemedelsresterna fås genom denna teknik utan endast avskiljning som samlas i som ett koncentrat och måste hanteras vidare. Tekniken innebär en hög driftkostnad på grund av hög elförbrukning (Wahlberg, C et.al., 2010). Tekniken är främst intressant i de fall det är stor brist på vatten eftersom det behandlade vattnet blir mycket rent och lämpar sig för vattenåteranvändning.

4.2 Biologiska metoder

Stockholm Vatten har utvärderat ett antal olika biologiska metoder för rening av läkemedelsrester. Dessa har innefattat aktiv slam, MBR, MBBR och ett anaerobt biosteg. Försöken visade att ett aerobt steg i någon form krävdes för att reducera de flesta olika substanser. Hög slamålder bidrog även till ökad reduktion. Bäst resultat uppnåddes för MBR med en reduktionsgrad som mest på 80 % (Wahlberg, C et.al., 2010). Ett reningsverk med kväverening och höga slamåldrar kan uppnå god läkemedelsreduktion av vissa substanser (Falås et al. 2015), men vissa substanser går opåverkade genom reningsverket.

Processer med biofilm på bärare har visat högre avskiljning än traditionell aktivslam (Shreve et Brennan (2019), Tang et al. (2017)) tack vare högre slamålder och en gynnsammare miljö för långsamväxande mikroorganismer. I en pilotanläggning vid Kullaviks ARV (Kungsbacka) testades efterbehandling med MBBR-processen eXeno™ där utgående sedimenterat avloppsvatten behandlades huvuddelen av tiden. 11 av 23 substanser reducerades med i medeltal 8 – 62 % vid 2 timmars uppehållstid. Med förlängd uppehållstid ökade reduktionen signifikant. Processen är selektiv och begränsad, men resurseffektiv i jämförelse med andra tekniker.

På uppdrag av Växjö kommun utfördes ett aktivitetstest i laboratorieskala för potentiell reduktion av läkemedelssubstanser i aktivt slam respektive

bärrarprocessen IFAS/HYBAS (Lindberg 2019). IFAS/HYBAS uppvisade högre reduktionsresultat för samtliga substanser, men detta förklaras delvis med att HYBAS har högre biomassa än aktivt slam. Normaliserat resultat mot biomassan kvarstår ändå ett högre resultat för 11 substanser, bland annat diklofenac och erythromycin. Anmärkningsvärt är också att det bara var för HYBAS som reduktion av kontrastmedel uppvisas. Slutsatsen var att det finns potential att med förbättrad biologisk rening öka reduktionsgraden för vissa substanser, men är långt ifrån tillräcklig för att på bred front reducera läkemedel.

Potentialen för läkemedelsrening i spillvattenvåtmarker har undersökts bl.a. av Yifei et al (2014) och i två svenska examensarbeten (Näslund 2010 och Randefelt 2019). Avskiljningen av läkemedelsrester varierade från 20 till 100%, med sämre reningsresultat vintertid. I våtmarker sker många processer som bidrar till att rena vatten. Växter bidrar till reningen genom att fungera som kontaktyta mellan mikroorganismer och föroreningar. Biologisk nedbrytning kan anses vara en av de viktigaste processerna och gynnas av varma förhållanden, ca 15–25 °C. Sorption är en annan mekanism som kan rena vatten genom att substanser binds till varandra och på så vis avskiljs från vattnet. Nedbrytning kan också ske med hjälp av solens UV-ljus.

4.3 Ozon och MBBR

Som nämns i kapitel 3.4 så finns teknikkombinationen O₃-MBBR. Detta teknikval är framför allt ett alternativ för verk där MBBR redan finns som befintligt process. Kombinationen finns delvis installerat i Tyskland (Furgal, 2019) och i full skala på Nykvarns reningsverk i Linköping (Sehlén, R m fl, 2015). Pilotförsök med denna teknikkombination pågick på Lundåkra avloppsreningsverk under april 2017 till mars 2020.

Erfarenheter från Tyskland (Duisburg-Vierlinden) tyder på en avskiljning >80 % av de flesta läkemedelsresterna. Efterpolering med MBBR tillför ingen väsentlig filtreringseffekt, vilket innebär att de positiva effekterna som fås med sand- och kolfilter (ytterligare reduktion av b.la. läkemedel, DOC, fosfor) som efterpolering är lägre. Erfarenheten för denna teknikkombination är fortfarande låg (Furgal, 2019).

4.4 PAK-MBBR

PAK har vid anläggningar och i pilotförsök kombinerats med biologisk rening där PAK doseras direkt i MBBR-tank. PAK- MBBR (Moving Bed Bio Reactor) är ett exempel som utvärderats i pilotskala och reningen har visats på avskiljning upp till 80 % på utvalda substanser samtidigt som den befintliga reningen inte påverkades negativt (Högstrand, S. Ignell, M, 2018). Detta är framförallt ett alternativ för verk där MBBR redan finns som befintligt process.

4.5 PAK-MBR

PAK i kombination med efterföljande MBR har utvärderats av IVL som kommit fram till att avskiljningsgraden för denna är liknande som för GAK och ozonering. Tekniken finns också implementerad i på reningsverken i Nordkanal, Tyskland. En fördel med denna teknikkombination är att MBR ger ett bra partikelfritt vatten och att användning av PAK inte innebär några nya behandlingssteg vid införande av läkemedelsrening (Baresel, B., Malovanyy, A., 2019). Även detta alternativ med PAK är ett bra alternativ för reningsverk där tekniken redan är implementerad.

4.6 PAK-Ozon

PAK i kombination med en låg dos ozon direkt före PAK-tankens syftar till att delvis regenerera kolet och därigenom antingen öka reningseffekten eller minska förbrukningen av PAK. Resultat från Kullaviks reningsverk visar på 83% reduktion av mikroföroreningar med en dosering av 1,5 mg O₃/l. Bromidhalten i ingående vatten var tillräckligt hög för att risk för bromatbildning skulle föreligga, men utgående koncentration av bromat var mycket låg vilket visar att processens uppbyggnad inte gynnar bromatbildning. Anpassning av en befintlig Actiflo® till en Actiflo® Carb beräknades till 16 MKR och driftskostnaden till 0,85 MKR/år. Utöver PAK och ozon behövs ett processteg för att avskilja kolet, så som sandfilter eller UF.

4.7 MAK

MAK (magnetiskt aktiverat kol) är ett pulveriserat aktivt kol som har magnetiska egenskaper. Kolet tillsätts i utgående vatten från reningsverket varpå läkemedelsresterna adsorberas till materialet. Kolet extraheras från vattnet med hjälp av en magnetisk separator som både ger låga tryckförluster och energiförbrukning. Merparten av det MAK som avskiljs recirkuleras för att återanvändas i processen. En viss del förbrukat kol tas ut ur systemet (ca 2–5%) och motsvarande mängd nytt MAK tillsätts. Försök utfördes i laboratorieskala där 50 ml av utgående vatten från Borlänge ARV behandlades. Försöken visade att MAK kan reducera ca 90 % av merparten av de substanser som undersökts vid en koncentration på 100 mg MAK/l och en kontakttid på 30–60 min. Efter laborieförsöken utfördes även pilotförsök i något större skala där 3 g MAK (koncentration 100 mg MAK/l) användes för att satsvis rena 5 x 30 liter av utgående vatten från Borlänge ARV. Upptaget av läkemedel i den första körningen överensstämmer väl med data från laborieförsöken och separationen av MAK från vattnet var visuellt 100 %. Reduktionsgraden avtog successivt mellan körningarna vilket kan förklaras av att en stor del av MAK (77 %) fastnade i magnetseparatorn och därför inte kunde recirkuleras för vidare rening. Pilotstudien visade att reningstekniken har potential men det var inte möjligt att avgöra vilka möjligheter till recirkulation av MAK som finns och vilken MAK-dosering som skulle behövas vid en fullskalig anläggning (Borlänge Energi 2020).

4.8 Hydrodynamisk kavitation

Tekniken går ut på att små kavitationsbubblor genereras i mikrokanaler med olika ytbeskaffenhet utan tillsats av kemikalier och endast flödesenergi och tryck. Läkemedelsresterna bryts ned genom oxidation med hydroxylradikaler som bildats när tryck släpps. IVL har en labbreaktor i samarbete med KTH vid deras MBR-pilot på Hammarby Sjöstadsvärk. Bra initiala reningsresultat har kunnat påvisats. Piloten är uppbyggd med flera modulära reaktorer med flera mikrokanaler i serie för anpassning mot olika reningsmål/målstanser (Svenskt Vatten, 2021).

4.9 Metal-Organic Frameworks (MOFs)

Tekniken går ut på att ett poröst växtbaserat material kombineras med metaller. Det porösa materialet tillverkas av en växtbaserad organisk molekyl genom en stabil, snabb och enkel syntes. Tester utförs i IVL:s MBR-pilot vid Hammarby Sjöstadsvärk i samarbete med Stockholms universitet. De initiala reningsresultaten för läkemedel visar på >99 % reningsgrad för de flesta undersökta stanser (NV-panel). Tekniken testas även för PFAS men där krävs mer utveckling (Svenskt Vatten, 2021).

4.10 Enzymer

Flera utvecklings- och tillämpningsprojekt med enzymer pågår både inom EU och Sverige. EU-projektet ENDETECH (2015) har t.ex. visat att enzymer/proteiner kan utvecklas för att neutralisera både läkemedel, antibiotika, hormoner och hormonstörande ämnen. Vinnovas test- och verifieringsprojekt System för rening av organiska miljögifter som leds av företaget Pharem Biotech AB i samarbete med IVL och SYVAB Himmerfjärdsverket har tagit tekniken längre och visat i både laboratorie- och pilotskala att specifika enzymer kan rena bort läkemedelsrester (Svenskt Vatten, 2021). Jämfört med GAK och ozon som renar ett brett spektrum av stanser, är rening med enzymer en mer specifik teknik där en stor reduktion av enskilda stanser kan uppnås.

4.11 Avancerad kemisk oxidation med elektroperoxon

Vid Lycksele ARV ska pilotstudier utföras under 2022 där en ny patenterad teknik med avancerad kemisk oxidation med elektroperoxon ska användas. Tekniken har utvecklats av Majid Mustafa och företaget Envix. Tekniken går ut på att en ozonanläggning uppgraderas till ett elektroperoxonsteg genom att man sätter in två elektroder i ozoneringsreaktorn. Befintliga ozoneringsystem vid reningsverk kan således uppgraderas till en elektroperoxonprocess. Mustafa har visat i sin doktorsavhandling att fler mikroföroreningar och svårnedbrytbara läkemedelsrester kan brytas ned med tekniken än vad endast ozon har visats kunna göra (Umeå universitet, 2020).

5. Diskussion

Nedan avsnitt i detta kapitel diskutera de punkter som utgör underlag för beslut av vilka pilotstudier som ska köras på Rimbo ARV.

5.1 Reningseffekt

Generellt för samtliga möjliga tekniker för läkemedelsrening vid Rimbo ARV kommer det krävas att susp-halterna ut från Dynasandfiltren reduceras. Detta kommer förlänga livslängden och minska spolvattenebehovet på kol (driftkostnader minskar) samt minska doser av UV, väteperoxid och ozon. En förbättrad reduktion av susp ger även förutsättningar för en bättre fosforavskiljning. Någon typ av förbehandling kan behövas vid Rimbo för att minska partikelinnehållet om inte funktionen över Dynasandfiltren kan förbättras. En teknik som framstår fördelaktig ur detta perspektiv är UF-GAK, där UF-filtret även kommer minska mängden mikrofibrer som kan komma från tvätterier. Som förbehandling kan även andra tekniker var aktuella så som skivfilter som har användes vid Simrishamn. Då Rimbo redan har en kväverening är ett MBR-steg mindre aktuellt att införa vid verket.

Beroende på vad riskanalys utifrån de provtagningar i recipient som sker inom projektet kommer fram till kan val av reningsteknik påverkas. Om det tex finns starka argument att ha effektiv desinfektion på vattnet, om effektiv avskiljning av mikrofibrer önskas eller om vissa substanser är särskilt prioriterade kan detta tala för eller emot olika tekniker.

Granulerat aktivt kol (GAK) ger en god reduktion av läkemedelsrester, medan reduktionen av mikroplaster är låg. Reningen av diklofenak är något sämre jämfört med andra tekniker och ingen desinfektion av virus/bakterier/parasiter sker på vattnet.

Pulvriserat aktivt kol (PAK) ger precis som GAK en god reduktion av läkemedelsrester, medan ingen reduktion av mikroplaster/mikrofibrer erhålls. Vid dosering av PAK efter Dynasandfilter kan kolet hanteras i en separat slamhantering och påverkar därmed inte slammet från reningsverket. För avskiljning av PAK kan ett filter användas för avskiljning av kolpartiklar, vilket även kan ge en reduktion av mikroplaster.

Ozon ger en god reduktion av ett flertal läkemedelssubstanser medan ingen reduktion av mikroplaster/-fibrer erhålls i själva ozoneringssteget. För att få bra rening behöver nuvarande susp-halt reduceras. Problem med skumning och höga ozondoser har erhållits när susp-halter varit <10 mg SS/l. Det behövs ett biologiskt efterbehandlingssteg (t.ex. sandfilter, GAK-filter eller MBBR) för att reducera utsläpp av transformations- och biprodukter. Vid kombination med GAK erhålls en högre reningsgrad för fler läkemedelsrester än endast ozonering.

UV/H₂O₂ ger en god reduktion av läkemedelsrester, en effektiv desinfektion och minskad risk för antibiotikaresistens i recipienten. Dock innebär tekniken en hög energiförbrukning om man jämför med de andra teknikerna så som ozon. UV/H₂O₂ framstår som ett bra alternativ om Rimbo uppmäter höga halter av bromid i inkommande vatten eftersom bromat inte bildas i reningen. Dock finns inget som tyder på höga bromidhalter vid Rimbo vilket hade varit fallet om reningsverket låg kustnära och det finns risk för saltvatteninträngning.

En aspekt som uppkommit vid implementation av läkemedelsrening vid pilot och fullskala är att halterna av läkemedel varit högre än tidigare uppmätt. Vid Tierps avloppsreningsverk var halterna läkemedelsrester dubbel så höga som vid pilottesterna vilket innebär att anläggningen var tvungen att köra med högsta dimensionerade ozondoser med ozon från början. I Linköping ändrades karaktären på inkommande vatten från pilotförsök till uppstart i fullskala, vilket gjorde att högre doser ozon krävdes (CW Pharma, 2020).

5.2 Miljö

Avancerade reningstekniker har visat sig bidra med en negativ klimatpåverkan på grund av sitt stora energibehov.

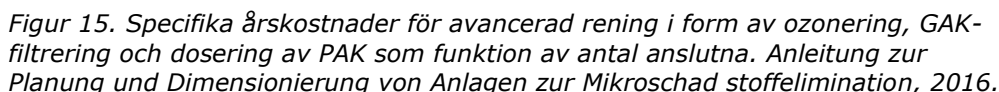
Tekniker med aktivt kol använder stora mängder energi vid produktion och regenerering medan ozonering och UF har störst energiåtgång vid drift. Ytterligare en miljöaspekt från aktivt kol kommer från hanteringen när kolet är förbrukat och det behöver förbrännas, då det bildas fossil koldioxid. Eventuellt kan man använda förnybart kol (det vanligaste i nuläget är kol producerat från kokosnötsskal) men få tester har utförts med förnybart kol, vilket innebär osäkerheter kring avskiljningsförmåga för läkemedelsrester. Försök gjorda inom SystemLänk visade att det finns en stor potential avseende avskiljningsförmågan, men även att det behövs mer utveckling inom området (Baresel et al 2017b).

På grund av en grönare energimix i Sverige har ozonering en mindre miljöpåverkan än vad energiförbrukningen för aktivt kol ger upphov till. Detta på grund av att tillverkning och regenerering av aktivt kol sker utomlands. Om biokol kunde användas skulle klimatpåverkan bli betydligt lägre. Idag ligger närmaste regenereringsanläggning i Belgien, vilket ger ett mycket stort transportbehov om kolet ska regenereras. Om det fanns en anläggning i Sverige skulle detta kunna minska klimatpåverkan för aktivt kol, men det finns dock inga planer på att bygga en sådan anläggning i Sverige (Baresel, C., et.al., 2017).

UV/H₂O₂ har en högre energiförbrukning än ozon vilket ger ett större klimatavtryck än denna teknik men väntas vara mindre än för tekniker med kol.

Det är framför allt önskad reningsgrad av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar som påverkar drift- och investeringskostnader för ett tillkommande reningssteg.

För de svenska anläggningar som tagits i drift ger preliminära bedömningar driftkostnader i intervallet 0,45-1,35 KR/m³ och detta stämmer bra med kostnader rapporterat internationellt (Svenskt vatten, 2021). Kostnaderna antas öka med en faktor fyra för ett verk på <10 000 personer jämfört med > 100 000 personer. I figur 15 presenteras en sammanställning av specifika kostnader för fullskaleanläggningar med läkemedelsrening internationellt. Rimbo med 13 200 pe kan enligt sammanställningen förvänta sig att hamna på en kostnad på cirka 2,0 kr/m³ enligt det framtagna sambandet.



60 av 69

Tabell 13. Kostnader för läkemedelsrening utifrån anläggningar i Schweiz (Svenskt vatten, 2021).

Teknik	Kostnad* [kr/m ³]
O ₃ + GAK-filter	2,43
GAK-filter	1,92
PAK + sandfilter	1,82
O ₃ + Sandfilter	1,62

*1 CHF=10,11 KR

Sammanfattningsvis framgår att den billigaste avancerade reningstekniken är ozonering med efterföljande sandfiltrering. Därefter följer alternativet PAK med sandfiltrering medan GAK-filter har visats vara den dyraste tekniken. GAK har en relativt låg installationskostnad men kostnader för kol, kemikalier och slambehandling vid GAK och PAK gör att dessa är dyrare än ozonering. GAK är dyrare än PAK på grund av större kolanvändning och elkostnader är som högst för ozonering. Investeringskostnad för UF förväntas ligga i samma kostnadsläge som ozon eller högre vilket gör teknikkombinationen till en av de dyraste. För UF och GAK i kombination kan dock driftkostnaderna minska i förhållande till om endast GAK körs, på grund av bättre utnyttjande av filtermaterialet.

Det finns även osäkerheter om framtida krav kring läkemedelsrening. I denna studie har dimensionerande flöde valts till att rena cirka 95 % av Rimbos framtida årsflöde. Troligen kommer en anläggning med dessa designparametrar att ha en god reningseffekt på majoriteten av substanser och klara >80 % reduktion. Skulle framtida krav sättas till högre än 80 % reduktion eller att 100 % av årsflödet ska renas så kommer det att påverka kostnaderna.

För tekniker som använder sig av aktivt kol så skulle en förändring i kolpriser ha en betydlig påverkan på kostnadsbilden, då priset för kol är den största kostnaden för tekniken. En kraftig prisökning för ozongeneratorer har noterats under senaste 5-7 årsperioden (Svenskt Vatten 2021). Prisnivåer för avancerad rening har ännu inte specialiserat sig på den svenska marknaden, vilket försvårar budgetberäkningar.

Samtliga reningstekniker/kombinationer kommer medföra en ökad energianvändning. PAK, GAK och BAF är de tekniker som medför den lägsta ökningen av energianvändning medan ozon, H₂O₂/UV och UF medför den största.

5.4 Logistik

De tekniker som kräver särskild hänsyn till logistik är GAK och PAK. Transporter och förvaringsutrymme på området för Rimbo ARV kommer krävas för påfyllning av kol. Även transporter för att bortforsla förbrukat kol kommer behövas.

För ozon, ifall det produceras lokalt, behövs ingen särskild logistik och annars är det transport av flytande syrgas som behövs.

För UF kommer transporter av kemikalier för rengöring av membran att tillkomma.

För UV/H₂O₂ kommer transporter och leverans av väteperoxid samt kemikalier för rengöring av UV lampor att behövas.

5.5 Kompatibilitet med Rimbo ARV

Samtliga reningstekniker som har utvärderats i denna rapport anses vara kompatibla med Rimbo ARV, då exempelvis ytbehov inte utgör någon begränsning. Samtliga tekniker har både positiva och negativa aspekter som gör dem mer eller mindre attraktiva för just Rimbo ARV.

För t.ex. GAK-filter så är det negativt att utgående vatten vid Rimbo ARV ibland har en relativt hög halt suspenderade ämnen (idag medel 22 mg/l). Baresel et al 2017b rekommenderar att vid höga halter suspenderat material ha en extra förfiltrering för att avlägsna av partiklar större än 10 µm. Eventuellt är det möjligt att förbättra driften av Dynasandfilter för att komma ned i lägre nivåer av susp. Det kan också vara aktuellt att införa ett förfilter av exempelvis skivdiskfilter eller liknande som inte förväntas vara lika dyrt och komplicerat som en membranläggning men som ändå avlastar GAK-filtren. Ifall kombinationen UF-GAK används så elimineras problemet med höga halter suspenderade ämnen, men då tillkommer ett relativt dyrt processteg.

Teknikerna som innefattar PAK kommer innebära en förändring av slamhanteringen vid Rimbo ARV. Eftersom PAK kommer doseras i slutet av processen kan slammet avskiljas separat från övrigt slam vid Rimbo ARV. Dock kommer en ny slamhantering att behöva byggas och avsättning/deponi för detta slam kan vara kostsamt. Om kolet skulle hanteras i den befintliga slamhanteringen kan avsättningsmöjligheterna för slam på åkermark riskeras då slam kontamineras med kol. Ingen möjlighet för regenerering av kolet finns för tekniker med PAK.

Ozonering är en effektiv reningsmetod men kan innebära att transformations- och biprodukter uppkommer, vilket betyder att man behöver en efterföljande biologisk rening t.ex. GAK eller sandfilter. Varken sand eller GAK-filter innebär ett

komplexerat processteg, och förväntas därför inte tillföra några större ändringar i personalomfattning eller driftrutiner. GAK-filter är dock en dyrare process men förväntas ha en bättre avskiljningsförmåga jämfört med sandfilter. Även för ozon gäller att susp-halterna minskar för att få en god reningseffekt samt för att hålla driftkostnaderna nere. Detta kan innebära att ett förfilter behöver installeras vilket kommer innebära en högre kostnad.

UV/H₂O₂ innebär liksom ozonering ett desinficeringssteg men förbrukar mer energi än ozon. De fördelar som finns med UV/H₂O₂ gällande mindre uppkomst av toxiska biprodukter är inte något som identifierat som en risk vid Rimbo varför det inte finns en fördel för tekniken.

6. Slutsats och rekommendationer för val av pilotkörning

6.1.1 Val av pilotkörning

I arbetet med att ta fram vilka tekniker som ska testas i pilotskala på Rimbo ARV har en beslutsmatris tagits fram som underlag. Beslutsmatrisen grundas på de utvärderingsparametrar som beskrivs i rapporten för varje teknik. Vid en workshop (15/2-2022) diskuterade och värderades samtliga utvärderingsparametrar tillsammans med Rimbo kommun, B2 Processteknik och Ramboll. Parametrarna viktades och jämfördes med referensfallet GAK. I bilaga 2 presenteras beslutsmatrisen i sin helhet.

Från beslutsmatrisen framstår att teknikerna GAK, UF-GAK, ozon-sandfilter samt ozon-GAK är intressanta tekniker att studera i pilotstudier vid Rimbo ARV. Detta motiveras med att tekniker är intressanta ur ett reningsperspektiv och att de kan vara kompatibla med Rimbo ARV i framtiden. Utvärdering av olika koltyper bör ingå i pilottester för att hitta den mest lämpliga typ av kol.

De tekniker som väljs bort och där pilotstudier ej kommer att genomföras är alternativen med PAK samt H₂O₂/UV. Detta motiveras med att pulverkol inte används i fullskala idag vid någon anläggning i Sverige och att det skulle innebära en förändrad hantering av framtida slam. H₂O₂/UV anses inte aktuellt eftersom halterna av bromat är låga i inkommande vatten samt en hög driftkostnad för energi jämfört med ozon.

De tekniker som idag inte finns i fullskaleanläggningar och som tas upp i denna rapport är inte aktuella för pilotstudier på Rimbo ARV.

6.1.2 Rekommendation

Baserat på utredningen om vilka tekniker som finns tillgängliga för läkemedelsrening idag samt utvärderingar av dessa rekommenderar Ramboll att följande tekniker bör testas under pilotförsök på Rimbo ARV.

- GAK-filter. Olika kolprodukter bör testas i pilotförsöken för att hitta det mest lämpliga.
- UF-GAK
- Ozon- sandfilter.
- Ozon - GAK.

7. Referenser

- Andersson, Mattias. 2021. Presentation vid beställargruppens möte 28 oktober 2021. Ronneby Miljö & Teknik.
- Baresel, C. 2021. Presentation på Svenskt Vattens beställargrupps möte 28/10-2021. Online.
- Baresel, C., Ek, M., Hardin, M., Bergström, R. 2014. Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol. IVL rapport Nr B 2203.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. 2017a. Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. IVL rapport Nr C 235.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed., Allard, A., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S., 2017b. Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk. IVL rapport Nr B 2288.
- Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Magnér, J., Allard, A., Karlsson, J. 2017c. Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten. IVL rapport Nr B 2287.
- Baresel, C. & Malovanyy, A. 2019a. Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket, sammanställning av tidigare undersökningar vid Himmerfjärdsverket. IVL Svenska Miljöinstitutet Rapport B 2339
- Baresel, C., Harding, M., Junestedt, C. 2019b. Removal of pharmaceutical residues from municipal wastewater using UV/H2O2. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2354
- Blomqvist, Stefan. 2020. Enhetschef projekt Simrishamn kommun. Platsbesök. 2020-10-15.
- Björleinius, B. 2021. Pilotförsök med läkemedelsrening 2020. Fors ARV. Björleinius Lab AB. Stockholm.
- Borlänge Energi, 2020 Förstudie och pilotförsök av läkemedelsrening vid Borlänge ARV
- Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., Åstrand, N. la Cour Jansen, J. 2016. Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. SVU-rapport 2016-04.
- Cimbritz, M., Mattsson, A. 2018. Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten. Havs och vattenmyndighetens rapport 2018:7

CW Pharma. 2020. Evaluation and experiences of full-scale ozonation followed by MBBR post-treatment and comparison with previous pilot tests. GoA3.1. Pharmaceutical removal at full scale.

Falu Energi & Vatten & IVL. 2020. Förstudie av Läkemedelsrening vid Främby reningsverk. Melviana Hedén & Maria Silfwerin, Falu Energi & Vatten Christian Baresel & Andriy Malovanyy, IVL Svenska Miljöinstitutet.

Falås, P; Hörsing, M; Ledin, A; Jes la Cour Jansen; Eriksson, E; Olsson, M (2015) Utökad biologisk nedbrytning med rörliga bärare av läkemedel och ett urval av ramdirektivets prioriterade ämnen SVU Rapport Nr 2015-09

Furgal, Karolina. 2017. International experience with removal of Pharmaceuticals from wastewater general approach and technological Solutions. Ramboll 613T1356758-021.

Furgal, Karolina. 2019. Summary of international experience on transformation products, biological post-treatments, hydraulic capacity and efficiency of advanced treatment. Ramboll 613T1356758-025.

Hedén, M., Silfwerin, M., Baresel, C., Malovanyy, A. 2020. Förstudie av läkemedelsrening vid Främby reningsverk - Inklusive pilotförsök med filtrering av utgående avloppsvatten genom granulerat aktivt kol (GAK). Falu Energi & Vatten AB, Falun.

Högstrans, S., Ingell, M. 2018. Möjligheten att kombinera pulveriserat aktivt kol (PAK) och MBBR för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Examensarbete. Institutionen för Kemiteknik. Lunds Universitet.

IVL, 2020. The municipal wastewater treatment plant of the future- A water reuse facility. IVL Swedish Environmental Research Institute. No C538.

Johnsen, Jörgen. VA-chef Tierps kommun. Mejlkontakt. 10-01-2020 & 22-06-2020.

Kårelid, V., Larsson, G., Björleinius, B. 2017. Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants. Journal of Environmental Management 193, 491-502

Veolia, 2021. Onlinemöte med Elin Lavonen 2021-08-23.
<https://www.veoliawatertechnologies.co.uk/products/opacarb>.

Lemström, H., Roberts, R., Grim, J., Baresel, C., Malovanyy, A. 2021. Uppförandet av en pilotanläggning med granulerat aktivt kol i kombination med Membran BioReaktor (MBR-GAK)

Lindberg, J. (2019) Förstudie läkemedelsrening på Sundets reningsverk, Växjö kommun

Lindberg, J. (2020) Komplettering till läkemedelsrening på Sundets reningsverk, Växjö kommun

Mulder, M., 2015. Costs of Removal of Micropollutants from Effluents of Municipal Wastewater Treatment Plants.

Naturvårdsverket, 2017. Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen. Rapport 6766.

Naturvårdsverket, 2022. Läkemedelsrening vid avloppsreningsverk. Hemsida. <https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/>

Näslund, M., 2010 Behandlingsvåtmarkers reningseffekt på aktiva läkemedelssubstanser under vinterförhållanden. En studie av fyra svenska våtmarker för avloppsrening. Examensarbete Stockholms universitet

Pohl, J., Björlenius, B., Brodin, T., Carlsson, G., Fick, J., Larsson, J., Norrgren, L., Örn, S. 2018. Effects of ozonated sewage effluent on reproduction and behavioral endpoints in zebrafish (Danio rerio). Aquatic Toxicology 200 93-101

Ramboll, 2019a. Förstudie läkemedelsrening Syvab, Principförslag GAK-filter.

Ramboll, 2019b. Bilaga 1 PM Designparametrar.

Ramboll, 2021a. Förstudie Läkemedelsrening Haninge Kommun Drifterfarenheter.

Ramboll, 2021b. Stemme. S, Brogren. F, Jirblom. M, Frid. S. Förstudie läkemedelsrening Fors avloppsreningsverk.

Randefelt, J. 2019 Spillvattenvåtmarkers reningseffekt på aktiva läkemedelssubstanser. Examensarbete Uppsala Universitet

Shreve et Brennan (2019) Trace organic contaminant removal in six full-scale integrated fixed-film activated sludge (IFAS) systems treating municipal wastewater Water Research 151 (318-331)

Sehlén, R. Malmborg, J. Baresel, C. Ek, M. Magnér, J. Allard, A. Yang, J. 2015. Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten. Rapport Nr B 2218. <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/innovation/innovativa-projekt/rening-av-lakemedelsrester/>. 2019-05-19.

Svenskt Vatten. 2021. Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Rapport R2021-05.
Svenskt Vatten Utveckling, 2016. Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar- En kunskapssammanställning. Rapport 2016-04.

Svenskt Vatten Utveckling, 2019. Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar. Rapport Nr 2019-1.

Svenskt Vatten, 2019. Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Redovisning 2018-19. Meddelande M147.

Svenskt Vatten Utveckling, 2020. Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Rapport 2020-04.

Svenskt Vatten, 2020. ReningsVÄRK Läkemedelsrester i vår gemensamma vattenmiljö. Rapport M149.

Svenskt Vatten, 2021 Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Rapport 2021-05.

Svensson, Per. 2020. Muntligt kontakt. Processingenjör Degerberga ARV. 09-01-2020 samt 20-03-2020.

Syvaab. 2019. Principförslag GAK-filter. Förstudie läkemedelsrening Syvaab. Frid, S. Brogren, F. Karlsson, M. Carlsson, J. Ramboll.

Tang et al. (2017) Removal of pharmaceuticals in conventionally treated wastewater by a polishing moving bed biofilm reactor (MBBR) with intermittent feeding Bioresource Technology 236 (77-86)

Tekniska verken, 2019. <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/innovation/innovativa-projekt/rening-av-lakemedelsrester/>

Temab, 2020. Slutrapport Implementering av fullskalig läkemedelsrening vid Tierps reningsverk. Tierps Energi och Miljö.

Veolia, 2020. Reningsverket på Sobacken. Förstudie läkemedelsrening

Umeå Universitet, 2020. Ny avancerad reningsteknik förbättrar avloppsvattenkvalitet. Hemsida. https://www.umu.se/nyheter/ny-avancerad-reningsteknik-forbattrar-avloppsvattenkvalitet_9840180/

Wahlberg, C. Björleinius, B. Paxéus, N. 2010. Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö. Stockholm Vatten. ISBN 978-91-633-6642-0.

Webinarium Mellifig 2021-11-30 Pilotförsök Sorsele ARV

Wilhelmsson, R. 2020-10-23. Slutrapport läkemedelsrening Degeberga ARV.
Kristianstad kommun.

Yifei Li a, Guibing Zhu, Wun Jern Ng, Soon Keat Tan. 2014. A review on removing
pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design,
performance and mechanism Science of the Total Environment

PM Dimensionerande förutsättningar

Datum 2022-10-06

Uppdrag Fördjupad förstudie läkemedelsrening Norrtälje Kommun,
Rimbo
Beställare Norrtälje kommun
Från Anneli Andersson Chan, Matilda Jirblom och Louise Ulveland
Till Rimbo ARV

Ramboll Sverige AB
Box 17009,
Krukmakargatan 21
104 62 Stockholm

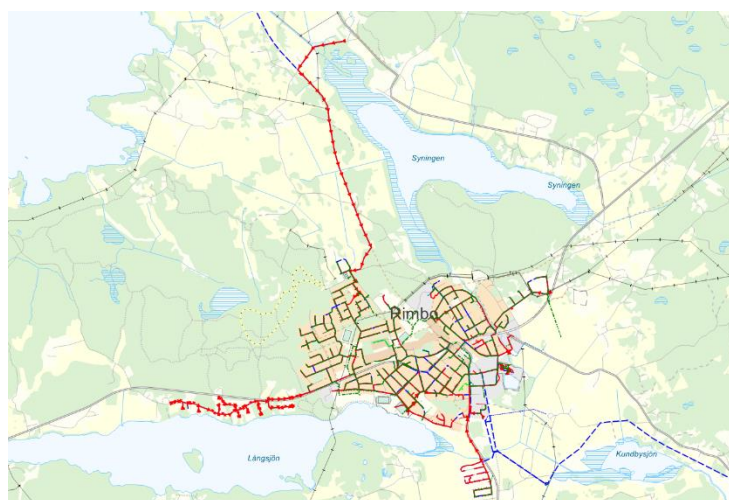
T: +46-10-615 60 00
D: +46 (0)10 615 66 36

Unr 1320057872
Ramboll Sverige AB
Org nr 556133-0506

1. Inledning

Rimbo avloppsreningsverk (ARV) renar vattnet från Rimbo i Norrtälje kommun. För karta över upptagningsområdet se figur 1. Ingående avloppsvatten består av hushållsspillvatten, spillvatten från industrier i området samt vatten från ett större tvätteri. De renade avloppsvattnet leds ut till Vallbyåns strand som rinner ut till Kundbysjön. Norrtälje Vatten och Avfall AB (NVAA) har bedömt att det finns ett behov av att utreda kostnaden respektive nyttan med att utöka befintliga reningsprocessen med en läkemedelsrening vid Rimbo ARV då recipienten har ett särskilt stort naturvärde.

Detta PM redogör för olika tillvägagångssätt för att dimensionera den hydrauliska kapaciteten i det nya processteget, samt att ta fram dimensionerande förutsättningar för läkemedelsreningen på Rimbo ARV.

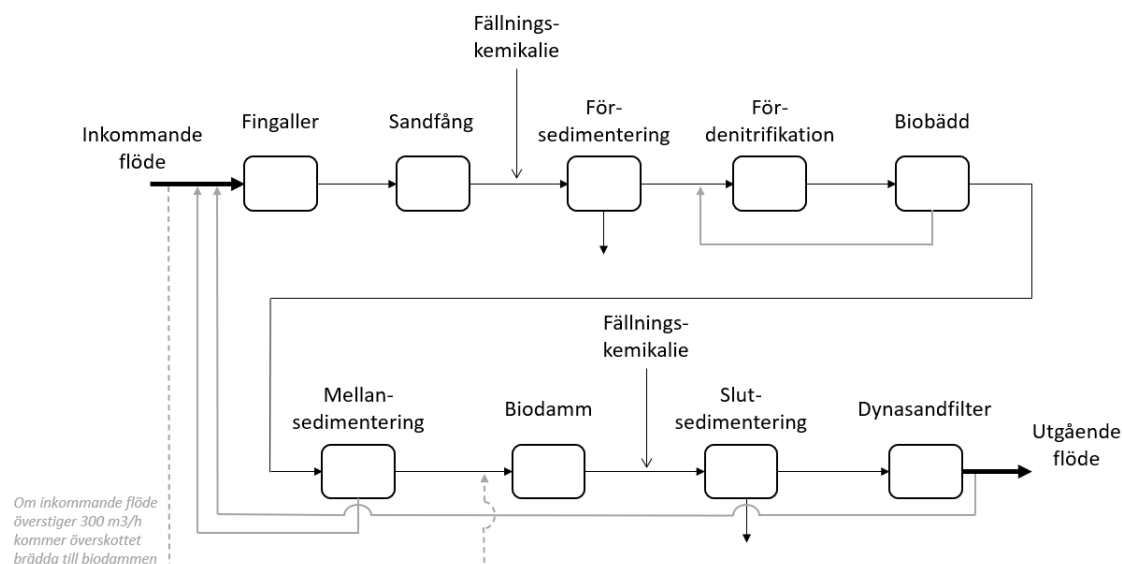


Figur 1. Upptagningsområde Rimbo, Norrtälje kommun.

1.1 Reningsprocessen vid Rimbo ARV

Den befintliga reningsprocessen vid Rimbo ARV består av mekanisk, biologisk och kemisk rening, se figur 22 för blockschema över anläggningen. Tyngre partiklar från inkommande flöde avskiljs med fingaller följt av ett luftat sandfång. Lättare partiklar och fosfor avskiljs sedan genom att tillsätta fällningskemikalien järnklorid (PIX-111) som får sedimentera.

Den biologiska reningen för BOD och kväve delas upp i tre processer; fördenitrifikation, biobädd och en biodamm. Fördenitrifikationen består av två seriekopplade MBBR-processer (Moving Bed Biofilm Reactor). Det är en process som bygger på att skapa en stor biofilmyta per volymenhet genom användning av fyllkroppar som hålls suspenderade med hjälp av två omrörare. Biobädden består av bäddmaterial i plast med stor yta för slamhud med mikroorganismer som renar passerande avloppsvatten.



Figur 2. Blockschema över Rimbo ARV.

En del av vattnet från biobädden går till en fördelningsbrunn placerad efter försedimenteringen för att förse fördenitrifikationen med nitratrikt vatten och en del går till mellansedimentering och sedan vidare till en biodamm på ca 18 000 m³. Dammens främsta funktion är att jämma ut flödet i verket. Från biodammen pumpas vattnet vidare för kemisk rening.

Den kemiska reningens främsta syfte är att reducera fosforhalten som är kvar, samt fälla ut eventuella restflockar från tidigare steg i processen. Järnklorid (PIX-111) tillsätts igen efter biodammen under omrörning för att bilda flockar som avskiljs med sedimentering och Dynasand-filter.

1.2 Nuvarande belastning och tillståndsnivå

I tabell 1 presenteras dimensionerande flöde för Rimbo ARV baserat på data från Norrtälje Kommun (2020) och Purac (2019).

Tabell 1. Dimensionerande flöde Rimbo ARV.

Parameter	Enhet	Värde
Q_{dim}	m ³ /h	191
Q_{max} , förbehandling	m ³ /h	573–764 (3–4 x Q_{dim})
Q_{max} , biologi	m ³ /h	382 (2 x Q_{dim})

Befintlig anläggning har en maximal genomsnittlig veckobelastning (GVB) på ca. 9 000 pe, se tabell 2, men anläggningen är dimensionerad för 13 200 pe vilket är tillståndsgiven mängd (Norrtälje Kommun, 2020).

Tabell 2. Maximal genomsnittlig veckobelastning för Rimbo ARV och maxkapacitet.

Parameter	Enhet	Värde	Kommentar
Anslutning	Fysiska personer	5 380	Privatpersoner med egna VA-abonnemang och samfälligheter
Anslutning	Industrier	3 600	Avrundat värde från tvätteriet, nyanslutningar och säkerhetsmarginal (+6%)
Anslutning	Max GVB (pe)	9 000	Avrundat
Dimensionerande anslutning	pe	13 200	Tillståndsgiven mängd som verket ska anpassas till att bemöta
Q_{max} , pumpar till sandfilter	m ³ /h	300	Är baserat på maxkapacitet på pumpar till Dynasand-filter.

Rimbo har idag inte möjlighet att rena ett flöde motsvarande 13 200 pe på grund av flaskhalsar i processen så som begränsningar i luckor m.m. i vissa reningssteg. Kommunen arbetar aktivt med att bygga bort dessa för att i en nära framtid kunna rena kapaciteten som tillståndet anger. Utsikten för framtida belastning är att 13 200 pe är en tillräcklig kapacitet på verket utifrån den tillväxt som planeras inom kommunen.

Rimbo ARV hanterar vatten från både privatpersoner och industrier, framför allt flöden från ett tvätterier som ägs av Textila. Det bedöms att Textilias

avloppsvatten kan komma att påverka utformningen av läkemedelsrening. Anledning för detta är betydande belastning av BOD och eventuellt andra tvätteri/textil-specifika ämnen. I projektet har vattenkvaliteten från Textilia undersökts för att ta höjd för detta vid val av teknik.

Resultaten från dessa undersökningar presenteras separat PM *Provtagning under projektet inkommande Rimbo ARV*. Det kan konstateras att Textilia står för en hög andel av Rimbos inkommande belastning. Textilias flöde uppskattas till ca 10% vardagar, men belastningen av framförallt organiskt material betydligt högre. Vid provtagning i juni var total BOD-belastning in 3220 pe och av det stod Textilias belastning för nästan hälften (ca 1400 pe).

Analyserna av läkemedel i Textilias vatten visar på väldigt höga värden av inflammationshämmande substanser (Ibuprofen, Diklofenak, Naproxen och Paracetamol). Detta speglas också i inkommande avloppsvatten till Rimbo. Även för hormoner och östrogenliknande ämnen (YES-test) ligger halterna högt i Textilias vatten.

De villkor som gäller för Rimbo i nuvarande tillstånd framgår av tabell 3. Eftersom läkemedelsreningen planeras att placeras i slutet blir detta också dimensionerande för processen. Idag finns inga ställda reningskrav på en läkemedelsrening, men detta kan bli aktuellt i framtiden vilket gör att Rimbo då kan få nya reningskrav.

Tabell 3. Gränsvärde för resthalter i utgående flöde (Rimbo Avloppsreningsverk, 2020).

Parameter	Gränsvärde	Kommentar
BOD ₇	5 mg/l	Begränsningsvärde som årsmedelvärde
Tot-P	0,25 mg/l	Begränsningsvärde som årsmedelvärde
Tot-N	15 mg/l	Begränsningsvärde som årsmedelvärde
NH ₄ -N	3 mg/l	Begränsningsvärde för perioden fr.o.m. juni t.o.m. oktober som periodmedelvärde.

1.3 Kvalitet utgående avloppsvatten

Utgående vatten från Rimbo ARV kommer att vara inkommande vatten till en framtida läkemedelsrening. För att få rätt förutsättningar och indata för val av lämplig teknik för läkemedelsrening har kvaliteten på utgående avloppsvatten studerats.

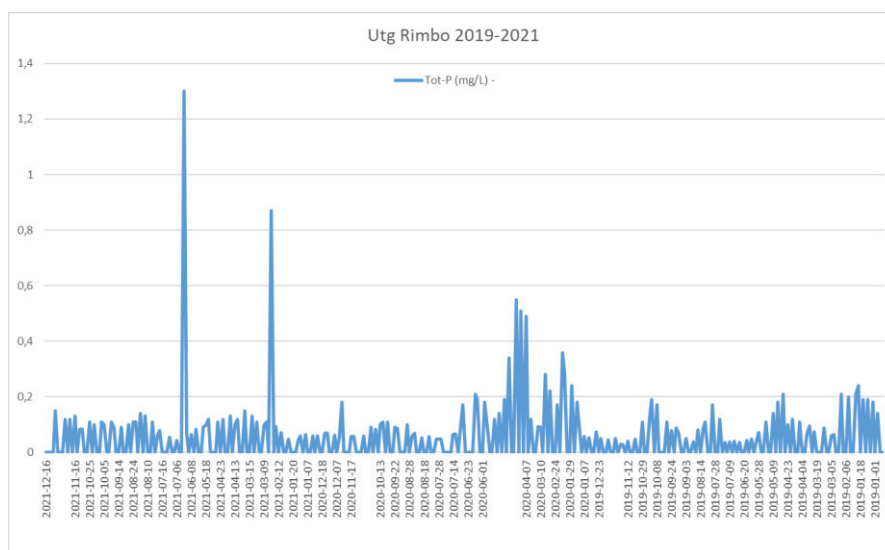
I tabell 4 redovisas mätningar som utförts på renat avloppsvatten från befintlig rening under åren 2019–2021 baserat på både dygns- och veckoprov. Värden från januari till juni 2022 har lagts till för några parametrar.

Värdet på pH är något högt, liksom halterna för suspenderade ämnen och även ibland total fosfor. Andelen löst fosfor är okänt då inga analyser på det har genomförts. För mätresultat på total fosfor i utgående vatten se figur 3. Nitrit har inte mätts separat men enstaka analyser visar att det mesta är nitrat (av NO₂-N).

Tabell 4. Resultat av mätningar på utgående vatten av andra parametrar under 2019–2021, samt medel på några parametrar jan-juni 2022.

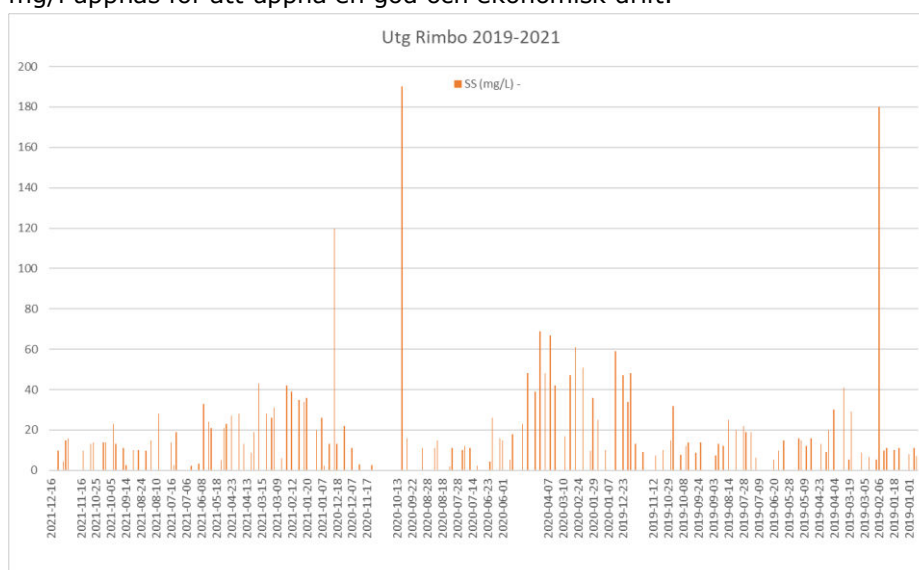
Parameter	Enhet	Min	Max	Medel	Medel 2022**
pH vid 20°C		6,9	8,0	7,5	7,4
Suspenderade ämnen	mg/l	2,1	190,0	22,2	18,9
Ammoniumkväve, NH ₄ -N	mg/l	0,0	20,0	2,6	1,5
Fosfor total, P	mg/l	0,03	1,3	0,1	0,17
Kväve total, N	mg/l	2,6	60,0	10,3	7,1
Nitrat + nitritkväve, NO ₂ -N	mg/l	0,0	30,0	7,2	
Järn, Fe	mg/l	0,2	8,5	1,3	5,4
Bly, Pb	µg/l	0,2	3,8	1,3	
Kadmium, Cd	µg/l	0,03	0,1	0,1	
Koppar, Cu	µg/l	2,4	94,0	13,9	
Krom, Cr	µg/l	0,5	4,0	1,3	
Nickel, Ni	µg/l	2,5	5,2	3,7	
Zink, Zn	µg/l	6,1	130,0	32,9	
Kvicksilver, Hg	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	
BOD ₇ (ATU)*	mg/l	3,0	47	7,8	3,0
COD(Cr)	mg/l	30,0	120,0	41,6	

*Extremvärde har tagits bort i data set. ** medelvärden för januari-juni



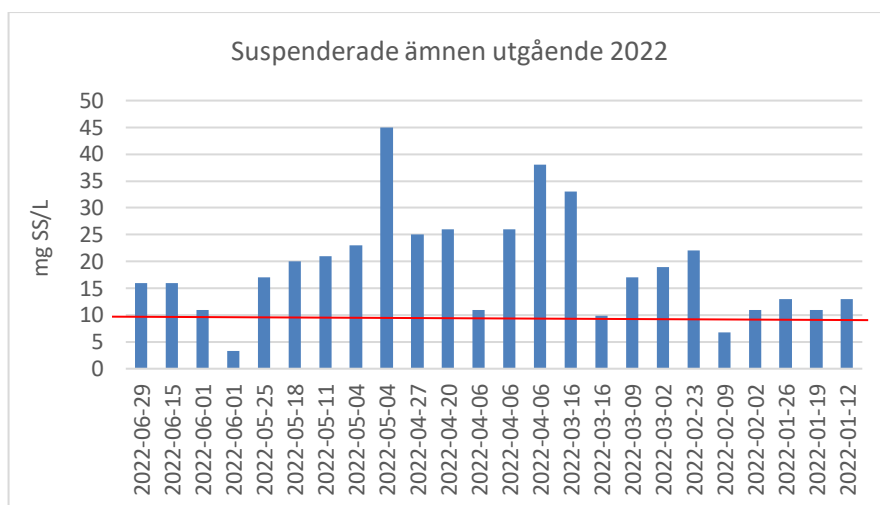
Figur 3. Utgående totalfosfor (mg/L) från 2019–2021

Halterna för utgående suspenderade ämnen efter DynaSand-filter har noterats som ovanligt höga, se figur 44. För en läkemedelsrening bör halter under 10 mg/l uppnås för att uppnå en god och ekonomisk drift.



Figur 4. Utgående suspenderade ämnen (mg/l) 2019–2021.

Halterna av suspenderat material i utgående vatten från Rimbo har även under 2022 varit höga, se figur 5, där de flesta överstiger 10 mg SS/l.



Figur 5. Utgående suspenderade ämnen (mg/l) jan-juni 2022.

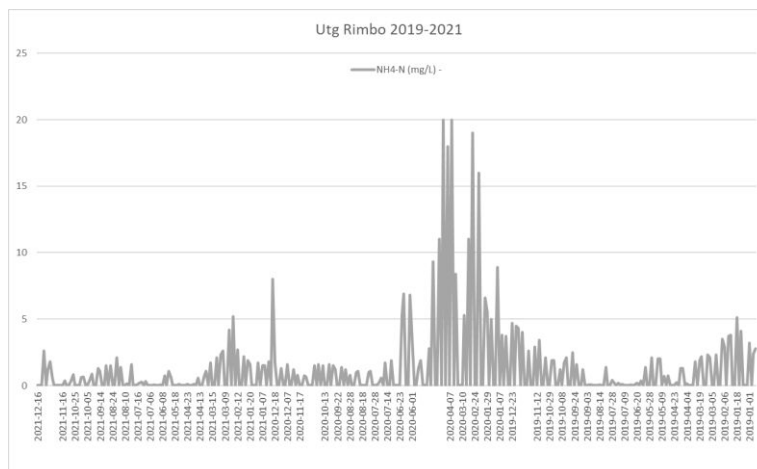
I tabell 5 presenteras resultat av profilprovtagning på verket där halten av suspenderat material analyserades i olika steg. I början av juni stördes inkommande provtagning av polymer och et avbrott av PIX dosering i mitten av juni gjorde att vissa prover uteslöts. Periodvis har det varit mycket algblomning i biodammen, vilket synts på utgående vatten och in till pilotanläggningen. Dock ligger utgående halt av suspenderat material vid dessa två provtagningar betydligt under halterna i figur 5.

Tabell 5. Halt suspenderat material genom biosteget (mg SS/l)

	v. 26 (14-17 juni)	v. 24 (10-14 juni)
Rimbo INK	230	160
Rimbo FS	75	81
Rimbo efter biosteg	16	24
Rimbo i damm	2,2	24
Rimbo efter fällning	9,8	8,8
Rimbo Utg	2,1	<2

Vid de pilotförsök som genomförts har ett extra förfilter använts för att få lägre partikelhalt till läkemedelsreningen. Optimering av Dynasand-filtrens funktion kommer att krävas för att nå under 10 mg SS/l.

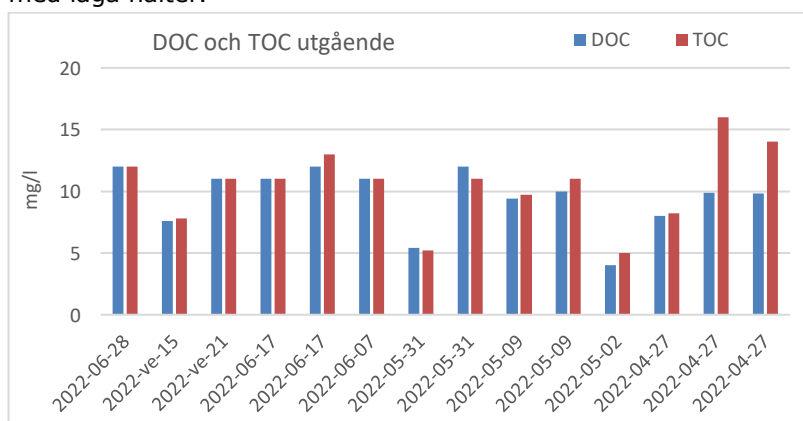
Utgående ammoniumhalter (figur 6), samt nitrit-nitratkväve har under perioden emellanåt varit höga, vilket kan vara problematiskt för en efterföljande läkemedelsrening. Kvävereningen vid Rimbo har byggts om i början på 2021 och sedan dess har både halter av ammonium och nitrit varit låga vilket tyder på att reningen har förbättrats. Utgående ammoniumhalter från januari till juni 2022 ligger under 3 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$.



Figur 6. Utgående ammonium (mg/L) från 2019-2021.

Under pilotförsöken har utgående vatten analyserats med avseende på bromid vid fyra tillfällen (vecka 16-18). Samtliga prover låg under detektionsgräns (<1 mg/l). Riktlinjerna enligt en modell från Schweiz säger att för bromidhalter <0,001 mg/l inte innebär risker vid ozonering. Det gör att detektionsgränsen i analyserade prover ligger för högt för att kunna säkerställa att bromatbildning inte är något problem. Dock finns inte några kända källor till bromid i Rimbo och dricksvattnet i Rimbo kommer från Görvälverket. Analyser av bromat gjorda under pilotförsöken med på ozon visar på halter <20 µg/l (0,002 mg/l) efter behandling. Det visar att bromatbildning inte tycks vara ett problem med de doser ozon som testats.

Andra parametrar som analyserats under pilotförsöken är TOC och DOC, på utgående vatten från Rimbo samt i pilotanläggningen. TOC varierade mellan 5 och 16 mg/l (medel 10,4 mg/l) och DOC varierade mellan 4 och 12 (medel 9,5 mg/l) i utgående vatten, se figur 7. Innehållet av organiskt material påverkar tex ozondoseringen för att få effektiv läkemedelsrening varför det är en fördel med låga halter.



Figur 7. Utgående DOC och TOC (mg/L) från april till juni 2022

Temperaturen på utgående avloppsvatten kan variera relativt mycket p.g.a. biodammen. Från 1–2 grader vintertid till >20 grader sommartid. Det kan komma att påverka val av teknik för läkemedelsrening.

1.4 Placering av läkemedelsrening

Placering av eventuell läkemedelsrening blir förslagsvis i slutet av befintliga reningsprocessen, dvs. efter Dynasand-filtret och innan utgående flöde rinner ut till Vallbyån. Motiveringen för denna placering är att få så rent vatten som möjligt med låg koncentration av suspenderande ämnen till läkemedelsreningen. Dessutom blir flödet lägre pga biodammens utjämnande effekt.

Det har diskuterats att nyttja biodammen som ett polersteg efter läkemedelsreningen, vilket skulle vara fördelaktigt för tex ozontekniken som kräver någon form av efterbehandling. Detta har dock inte ansetts aktuellt då det skulle kräva utbyggnad av reningsstegen före biodammen för att kunna hantera fluktuerande flöden.

2. Dimensionerande flöde för läkemedelsrening

2.1 Bakgrund för dimensionering

Det finns olika strategier för hur en dimensionering av ett processteg för läkemedelsrening har gjorts vid anläggningar i Europa och Sverige.

Torrvattenflöde, peak Q_{dry} , är ett mått på flöde som ofta används i Tyskland för dimensionering av anläggningar för läkemedelsrening. Då dimensioneras anläggningen för maxflödet under en torrvädersperiod vilket gör att bräddning sker vid perioder med höga flöden, exempelvis vid skyfall. Läkemedelsreningen blir då ofta dimensionerad för ett lägre flöde jämfört med verkets biologiska steg eftersom regnvatten anses vara mindre förorenat med läkemedelssubstanser och att det därför inte är ekonomiskt att rena de högsta flödena.

Schweiz är det land i Europa som har tydligast riktlinjer och krav kring dimensionering av läkemedelsrening. Dimensioneringen där utgår ifrån att antingen behandla det totala årsflödet eller att dimensionera för att motsvara kapaciteten i verkets biologiska steg. Det biologiska steget är ofta dimensionerat för $2 \cdot Q_{dry}$. Detta innebär vanligen att 90% av det totala årsflödet renas i läkemedelsreningen. Ett av motiven för att behandla hela flödet är att även pesticider kan reduceras, vilka antas öka vid regnväder.

Ett vanligt krav i Schweiz är en reduktion på 80% för 10 av 12 indikatorsubstanser som gäller för samtliga avloppsreningsverk i Schweiz. Reduktionen

beräknas från ingående till biologin jämfört med utgående till recipient (Furgal, 2019).

I Sverige som har färre anläggningar för läkemedelsrening har det valts att dimensionera på olika sätt.

Vid Nykvarns reningsverk i Linköping är medelflödet i processen 1 700 m³/h och läkemedelsreningen dimensionerad för 3 000 m³/h, vilket betyder att läkemedelsreningen inte hanterar maxtopparna. Linköping renar ca. 95 % av årsflödet i läkemedelsreningen. Anledning till att man valt att inte dimensionera för att klara topparna är för att det kräver för mycket energi vilket inte är kostnadseffektivt.

Vid Tierps reningsverk varierar flödet mellan 100–300 m³/h beroende på dagvattenflöden och årstider. Flödestopparna sker främst under ismältning och verket har cirka 150–200 m³/h i medelflöde. Läkemedelsreningen är dimensionerad för 150 m³/h vilket motsvarar Q_{medel} .

Stengårdens avloppsreningsverk i Simrishamn har utgått från dimensionerade flöde på 300 m³/h vilket motsvarar att ca. 85% av årsflödet.

Vid Himmerfjärdsverket planeras läkemedelsreningen att dimensioneras för Q_{dim} . Detta är på grund av att högre flöden inte har bedömts som kostnadseffektivt att rena då investeringen blir för stor jämfört med det förbättrade reningsresultatet.

2.2 Dimensionerande flöde för Rimbo ARV

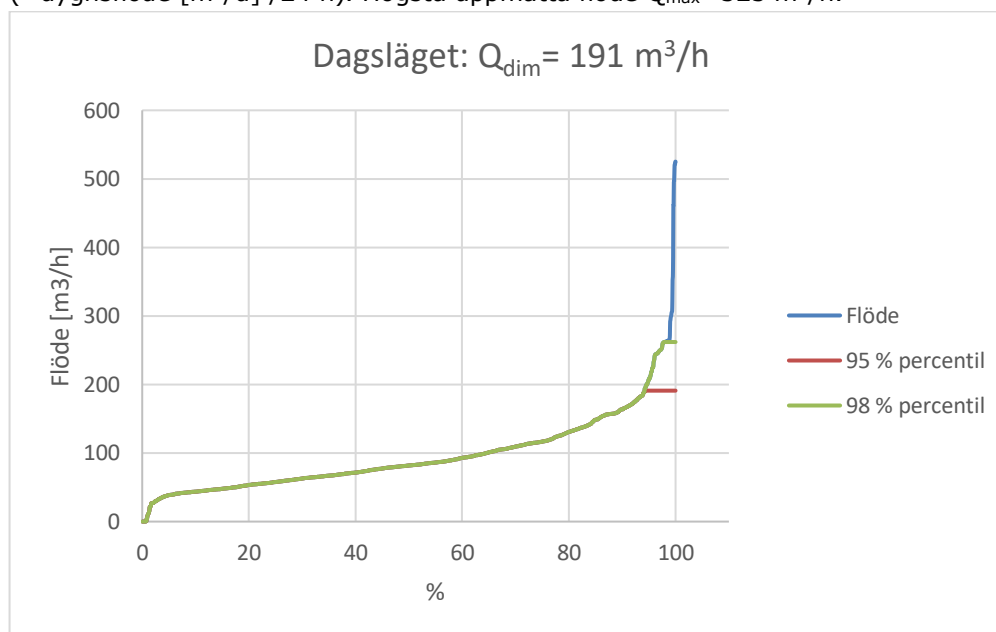
De utgående flödena under de senaste åren från Rimbo ARV har analyserats för att hitta en lämplig dimensionering för en läkemedelsrening. Det dimensionerande flödet för läkemedelsreningen kallas $Q_{max, LM}$ och motsvarar det maxflöde som ska kunna ledas genom processteget.

Eftersom den nuvarande belastningen (tabell 2) är lägre än den som planeras i framtiden (13 200 pe.), behöver det dimensionerande maxflödet för läkemedelsrening ($Q_{max, LM}$) reflektera framtidens belastning.

2.2.1 Analys av dimensionerande flöde i dagsläget

Enligt Rimbos egenkontrollprogram är det dimensionerande avloppsflödet (Q_{dim}) för verket 191 m³/h (Norrtälje Kommun, 2020). Detta flöde tar inte hänsyn till planerade anslutningar i framtiden, men används som en grund för att få en överblick av hur variationen av flödet över tid ser ut.

För att få en överblick har ett varaktighetsdiagram tagits fram där $Q_{dim} = 191$ m³/h, se figur 8. Flödesdata är baserad på uppmätta dygnsflöden på utgående vatten från 2016–2021. Dygnsflödena har anpassats för att uttryckas i timflöden (=dygnsflöde [m³/d] / 24 h). Högsta uppmätta flöde $Q_{max} = 525$ m³/h.



Figur 8. Varaktighetsdiagram baserat på utgående dygnsflöden från åren 2016–2021 där $Q_{dim} = 191$ m³/h jämförs med högsta uppmätta flöde, $Q_{max} = 525$ m³/h.

Figur visar att den 95:e percentilen matchar dagens Q_{dim} vid Rimbo (191 m³/h) vilket visar att flödestopparna utgör en liten del av det totala flödet vid verket. Detta beror till stor del beror på att Rimbo får en utjämnande effekt av sin biodamm. Om en läkemedelsrening redan var på plats med ett dimensionerat flöde på 191 m³/h skulle 95% av flödet renas om det blir flödestoppar som visat i diagrammet. Det beskrivs vidare i tabell .

Tabell 6. Summa av flöden och andel som skulle renas i läkemedelsrening i dagsläget.

Överblick av dagsläget	Flöde
Summa av uppmätt flöde	208 050 m ³
Flödet som skulle renas i läkemedelsrening	198 445 m ³
Andel som skulle renas	95%

Varaktighetsdiagrammet (figur 7) visar flödet på utgående dygnsflöde baserat på dygnsflöden från 2016–2021. Detta diagram presenteras för att få en historisk överblick på flödet. Dock tar inte dygnsflöden hänsyn till flödestoppar samt lågflödesperioder under kortare tid. För att få en bättre överblick på hur utgående flöde kan variera har Rimbo delat timflödet från utvalda månader ¹. Tabell 7 presenterar min-, medel- och maxflödena under dessa månader.

Tabell 7. Timflöden från enskilda månader från 2019 och 2021.

Månad-År	Min (m ³ /h)	Medel (m ³ /h)	Max(m ³ /h)
Mar-19	0,0	156,5	312,5
Feb-21	0,0	128,2	332,0
Maj-21	63,5	122,2	321,3
Sep-21	0,0	65,1	234,9
Dec-21	0,0	82,0	327,2

Utifrån ovan data och resonemang anses det motiverat att rena 95 % av årsflödet vid Rimbo ARV. Detta eftersom flödesvariationen visar att huvuddelen av flödet då renas genom läkemedelsreningen, men att de högsta flödestopparna då kan förbiledas vilket ger förutsättning för ett kostnadseffektivt processteg.

Varaktighetsdiagrammet visar också att 98:e percentilen kan vara ett intressant flöde att titta på om man önskar rena en högre andel. Då renas nästa hela flödet, förutom de flöden som kan misstänkas vara felmätningar i dagsläget.

¹ Mars 2019 samt februari, maj, sep, dec 2021.

2.2.2 Anpassning av Q_{dim} för framtida flöden

En utredning har genomförts av Purac (2019) där estimerade dimensionerande inkommande flöden för verket (Q_{dim}) har tagit fram för framtida belastningar. I tabell 8 presenteras de flöden som tagits fram baserat på att Rimbo ARV ska kunna ta emot en belastning motsvarande 13 200 pe.

Tabell 8. Förslag på framtida dimensionerande inkommande flöden för Rimbo ARV (Purac, 2019).

	Enhet	Nuläge	10 000 pe	13 200 pe
Medeldygnslöde torrväder	m ³ /d	1 750	2 850	3 500
Dimensionerande dygnslöde	m ³ /d	3 450	4 550	5 200
Dimensionerande dygnslöde	m ³ /h	144	190	217
Dimensionerande timflöde, Q_{dim}	m ³ /h	290	350	380
Dimensionerande max timflöde	m ³ /h	1 150	1 400	1 500

Baserat på förhållandena beskrivet ovan presenteras och utvärderas ett framtida fall då belastningen är 13 200 pe.

För att få framtida förväntade flöden till en läkemedelsrening har en uppskalningsfaktor utifrån belastningen i pe använts. Utgångspunkten har varit dagens maxbelastning (9 000 pe) som skalas upp till framtida belastning (13 200 pe), vilket är en ökning på 47 %. En flödesökning på 47 % utifrån dagsläget blir då ett dimensionerande flöde på 280 m³/h (191 m³/h * 1,47 = 280 m³/h).

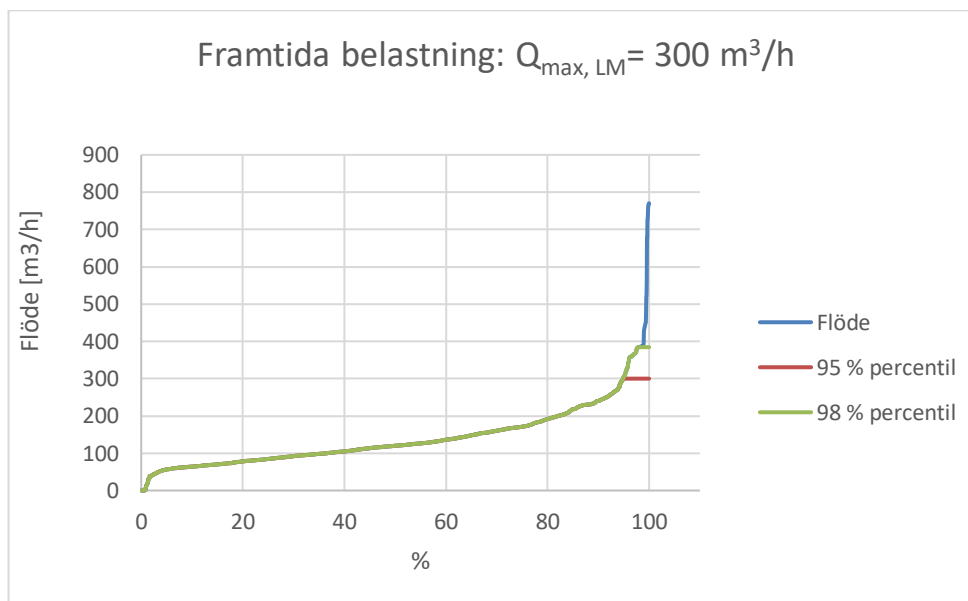
Anpassningen till framtida förhållanden är beskrivet med en uppräkningsfaktor baserad på pe-belastning. Om uppräkningsfaktorn istället hade gjorts baserad på Puracs flödesuppräknings i tabell 8 hade ett lägre flöde erhållits. Detta innebär att vi räknat för en större design på detta sätt. Samtidigt har vi inte detaljräknat hur mycket lägre utjämnande effekt biodammen kommer att ha i framtiden pga ett högre flöde.

Maxflödet på pumparna till Dynasandfiltren är 300 m³/h (Personlig kommunikation med Rimbo ARV, 2022) och ingen utbyggnad av dessa planeras. Det dimensionerande flödet för läkemedelsreningen ($Q_{max, LM}$) ska motsvara det maxflöde som ska kunna ledas genom processteget.

Utgångspunkten för fortsatta beräkningar är därför ett dimensionerande flöde på 300 m³/h för läkemedelsreningen.

2.2.3 Framtida flöden för läkemedelsrening

Ett varaktighetsdiagram har tagits fram där $Q_{\max, LM} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$, se figur 9. Detta diagram är baserat på flödesdata från 2016–2021 med uppskalningsfaktorn på 1,46 applicerad. Uppmätt data är dygnsflöden som har anpassats till timflöden (dygnsflöde $[\text{m}^3/\text{d}] / 24 \text{ h}$) där högsta uppmätta flöde är $Q_{\max}$.



Figur 9. Varaktighetsdiagram över utgående flöde vid Rimbo ARV baserat på dygnsflöden från åren 2016–2021 med uppskalningsfaktor för att reflektera större flöden i framtiden. Dimensionerande maxflöde för läkemedelsrening ($Q_{\max, LM}$) jämförs med $Q_{\max}$ för framtiden.

Varaktighetsdiagrammet visar att flödet ligger på $300 \text{ m}^3/\text{h}$ vid den 95:e percentilen och $385 \text{ m}^3/\text{h}$ vid 98:de percentilen. Det överstigande flödet representerar de flödet flöde som inte kommer renas av läkemedelsrening om man utgår från $300 \text{ m}^3/\text{h}$.

2.3 Jämförelse mellan olika $Q_{dim, LM}$

Utifrån tidigare erfarenheter har målet för läkemedelsreningen ansatt till att klara av 95% av årsflödet. Anledningen för detta är att vi ser utifrån dagens flöde ($Q_{dim}=191 \text{ m}^3/\text{h}$) att det är vid detta flöde är kostnadseffektivt att rena.

Dagens flöde är ej representativt som $Q_{max, LM}$ för ett framtida scenario där belastningen på verket kommer att vara högre. Dock ger den en bra beskrivning hur det ser ut i dagsläget och hur det skulle se ut om en läkemedelsrening redan var på plats. Utifrån de historiska flödena representerar 95 percentilen ett flöde på $191 \text{ m}^3/\text{h}$ vilket stödjer att det är ett bra flöde att dimensionera utifrån.

Tabell 9 visar de dimensionerade maxflöden för läkemedelsrening i framtiden när belastningen är 13 200 pe samt hur stor andel av årsflödet som kommer att renas i den läkemedelsreningen.

Tabell 9. Andel av flödet som renas i läkemedelsrening.

Summa på årsflöde	305 141 m^3
Summa vid Q_{max} 95:e percentil	293 427 m^3
Summa vid Q_{max} 98:e percentil	300 498 m^3
Andel som renas vid $Q_{max, LM} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$	96 %
Andel som renas vid $Q_{max, LM} = 385 \text{ m}^3/\text{h}$	98 %

Om utgångspunkten är att rena minst 95 % av årsflödet bör $Q_{max, LM}$ ligga på $300 \text{ m}^3/\text{h}$. Dessa fall beror dock på i vilken utsträckning som Rimbo planerar att bygga ut och vilken framtida belastning som förväntas. Om mer än 96 % ska renas behövs en utökning av pumpkapacitet.

2.4 Rekommendation

Framtida läkemedelsrening vid Rimbo dimensioneras för $300 \text{ m}^3/\text{h}$. Biodammens placering mitt i processen har en utjämnande effekt och därför anses det inte rimligt att dimensionera läkemedelsreningen för högre flöden. Det innebär att drygt 95% av framtida flöden kommer att renas i anläggningen vid full belastning (13 200 pe). Det är också ett flöde som stämmer med maxkapaciteten för Dynasandfiltren. En utbyggnad av dessa har inte förutsatts.

En möjlighet att använda biodammen som efterpolering har diskuterats, vilket hade varit bra för läkemedelsrening med ozon som kräver efterbehandling. Det skulle dock innebära att förväntade flöden till läkemedelsreningen skulle bli förändrade jämfört med idag, då biodammens utjämnande effekt skulle utebli. I andra pågående projekt på Rimbo för utbyggnad till 13 200 pe har inte detta alternativ utretts. Därför tas det inte heller upp som ett alternativ för framtida läkemedelsrening vid Rimbo.

Kvaliteten på utgående vatten efter Dynasandfiltren blir inkommande vatten till läkemedelsreningen. Det är viktigt att detta vatten har så god kvalitet som möjligt för att minska belastningen på läkemedelsreningen av organiskt material och partiklar. Nuvarande drift vid Rimbo har periodvis problem med höga utgående susp. halter och ibland algblomning i biodammen.

Utgångspunkten för principförslag framtida läkemedelsrening är att innehållet av partiklar i framtiden ligger <10 mg SS/l, vilket kräver optimering och ev. fällning på sandfiltren.

Vidare har det under provtagning visat sig att Textilia står för en stor andel av inkommande belastning till Rimbo ARV, samt med höga halter läkemedelsrester och hormoner. Anledningen till detta bör undersökas vidare och krav på förbättrad rening och kontroll föreslås som uppströmsåtgärder för Rimbo.

3. Referenser

Furgal, K., 2019. *International experience with removal of pharmaceuticals from wastewater – general approach and technological solutions*, Köpenhamn: Ramboll .

Norrtälje Kommun, 2020. *Egenkontrollprogram-Rimbo avloppsreningsverk*, Norrtälje : Norrtälje Kommun.

Personlig kommunikation med Rimbo ARV, 2022. *Arbetsmöte mellan Rimbo ARV och Ramboll 2022-01-18*. Microsoft Teams möte: u.n.

Purac, 2019. *Dimensionerande flöde och belastning, Rimbo ARV*, u.o.: u.n.

Rimbo Avloppsreningsverk, 2020. *Mijörappport 2020*, Norrtälje: Rimbo avloppsreningsverk.

Svenskt Vatten, 2021. *Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk*. , u.o.: Svenskt Vatten.

		-2 --		-1 -		0 0		1 +		2 ++																					
		Mycket sämre än jämförande teknik				Sämre än jämförande teknik				Lika med jämförande teknik				Bättre än jämförande teknik				Mycket bättre än jämförande teknik				Kommentarer									
Teknik	Viktning, %	GAK- Referens		Max	Min	UF-GAK		Max	Min	PAK-sandfilter		Max	Min	PAK-UF		Max	Min	Ozon-sandfilter		Max	Min	Ozon-GAK		Max	Min	H202- UV		Max	Min		
Reningseffekt	30																														
Läkemedelsrester	20	Beror på antal bäddvolymter och byte av kol. Diklofenak: 44-80 % Svenska anläggningar: Degerberga 95 %, 6 månader drift Fråmby: > 80%, 12 000 BV Växjö > 80 % Fors: > 97 % Tidiga studier: > 80 %.		0	0	Liknande resultat som för endast GAK. Kalmars: < 10 000 BV 95 % <15 000-18 000 BV 50-95 % Syvab: 6500 BV: 99% Ger eventuellt längre livstid på kol. Beror TOC-halt.		1	0	Tidiga studier: >80 % Beror på dos. Svårigheter att dosera jämn dos. Påverkar reningsresultat		0	-1	Tidiga studier: >80 % (förutom 2 substanser) Beror på dos. Svårigheter att dosera jämn dos. Påverkar reningsresultat		0	-1	Reningsgrad beror på ozondos: Tidiga studier: >80 % Knivsta: 77 % (otillräcklig ozondos) Fors ARV: 91 % Simrishamn: >90 % Risk för biprodukter/"molekyförändringar" vid överdoseringar.		0	-1	Reningsgrad beror på ozondos: Tidiga studier: >80 % Simrishamn: 90 % (förutom 2 substanser) Fors ARV: 91 % Tierp ARV: 90 % (SF-O3-GAK) Sorsele ARV: 90 % (SF-O3-GAK) Kan potentiellt ta det bredaste spektrumet av substanser. Avskiljning av biprodukter bättre i GAK än i sandfilter.		2	1	Reningsgrad beror på dos väteperoxid & UV-intensitet: Växjö: >85 % (95 % med hög dos)		0	-1	Enstaka substanser möjligtvis sämre för GAK, men detta måste visas i pilotförsöken vid Rimbo.	
Mikroplaster [1 mikrom-5mm]	10	0<70 %		0	0	> 99 %		1	1	Ingen uppgift. Partiklar avskiljs i sandfilter. Troligtvis liknande som GAK.		0	0	> 99 %		1	1	Ingen uppgift. Partiklar avskiljs i sandfilter. Troligtvis liknande som GAK.		0	0	0<70 %		0	0	Inget avskiljande steg.		-1	-1		
Andra mikroföroreningar	0	Visar god avskiljning PFAS		0	0	Visar god avskiljning PFAS		0	0	Visar god avskiljning PFAS		0	0	Visar god avskiljning PFAS		0	0	Relativt låg avskiljning av PFAS		0	0	Visar god avskiljning PFAS		0	0	Ingen slutsatser kunde dras vid Växjö		0	0	Inväntar provtagning vid Rimbo ARV för att se om det finns enskilda substanser som är aktuella att reducera.	
Miljöpåverkan	25																													Potentiellt väga in desinfektion	
Total klimatpåverkan [CO2-ekv/m3]	25	ca 43 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: <0,01 Låg driftkostnad		0	0	ca 42 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: <0,01 vid GAK-filter Energi för UF motsvara 1-2 CO2-ekv/m3. Antal kunna köras med fler bäddvolymter än endast GAK-vilket ger en liknande klimatpåverkan.		0	0	ca 41 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: Bedöms som låg (likv GAK). Krävs omrörning. Något högre än GAK		-1	-1	ca 51 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: 0,1-0,55		0	-1	ca 6 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: 0,1-0,3 Hög driftkostnad		2	2	ca 51 CO2-ekv/m3 Energi vid drift [kWh/m3]: 0,1-0,3		0	-1	Högre energiproduktion än ozon. Bedöms som något högre än ozon, men inom samma intervall. Energiförbrukning vid Växjö skulle öka med 50 % med H202/UV jämfört med ozon.		2	1		
Logistik	5																														
Antal transporter	5	3-7 transporter per år beroende på antal BV.		0	0	3-7 transporter per år beroende på antal BV. Ger förutsättning för att fler BV kan användas. Transport för kemikalier till UF. Antas försumbart jämfört med kol.		1	0	Ca 4 leveranser av PAK per år Transporter av ökad slam ej medräknat (dubbel vikt = ca 8 per år).		0	-1	Ca 4 ggr per år Transporter av ökad slam ej medräknat (dubbel vikt = ca 8 per år).		0	-1	Ingen transport ifall syrgas och ozon produceras på plats. I annat fall hyrs utrustning och syrgas ifall LOX-system väljs bedöms som liknande som leveranser av kol.		2	0	Ingen transport ifall syrgas och ozon produceras på plats. I annat fall hyrs utrustning och syrgas av leverantör. 3-7 transporter av GAK per år beroende på antal BV.		0	-2	Leveranser av H202. Beror på koncentration av H202. Vid 30 %-ig lösning 3-7 leveranser per år (20-40 ppm). Byte av UV-ljus & tvätt av UV-ljus bedöms som mindre.		0	-1		
Kompabilitet med Rimbo	20																														
	20	God potential. Höga susp-halter riskerar få BV		0	0	God potential. Kan hantera höga susp-halter, ger förutsättning för långa BV för GAK. Två processteg som behöver skötas/underhållas.		1	-1	Slamkvaliten påverkas. Antingen behövs en kompletterande slamhantering eller ny avsättning av slam (förbränning). Eventuellt viss kolflykt i sandfilter (IVL). Berndt har inte sett det i sina studier.		-2	-2	Slamkvaliten påverkas. Antingen behövs en kompletterande slamhantering eller ny avsättning av slam (deponi).		-2	-2	'God potential. Höga susphalter indikerar att hög dos kommer krävas. Susphalten behöver minska. Bromat behöver provtas, och bekräftas med låga halter. Dubbla reningssteg. Arbetsmiljö för ozon behöver särskilda rutiner. Produktion av syre/hantering av syre innebär brandrisker.		-1	-2	'God potential. Höga susphalter indikerar att hög dos kommer krävas. Susphalten behöver minska. Bromat behöver provtas, och bekräftas med låga halter. Dubbla reningssteg. Arbetsmiljö för ozon behöver särskilda rutiner. Produktion av syre/hantering av syre innebär brandrisker.		-1	-2	Ifall bromat provtas i höga halter, är H202/UV fördelaktigt framför ozon. Transmittans i utfäende vatten måste förbättras jämfört idag. Kommer behöva förlägg oavsett för att säkerställa låga susp-halter och funktion i reningssteget. Sannolikt UF-steg. Finns inte vid något verk i Sverige idag. Hantering av väteperoxid kräver tillstånd och rutiner för arbetsmiljö. UV-lampor innebär också särskild arbetsmiljö.		-2	-2	Ytbehov är inte begränsande vid val.	
Kostnad	20																														
Totalkostnad [kr/m3] för verk på 20 000 pe	20	Degeberga: 5,3 kr/m3 Syvab: 1-1,5 + 5,0 kr/m3 (beroende på BV) Kalmars: 1,2 kr/m3 (GAK) 18 000 BV Tidiga studier: 0,7-1,1 kr/m3 Studier i Europa: 1,92 kr/m3		0	0	Kalmars: 2,8 kr/m3 18 000 BV (UF+GAK) Syvab: 1-1,5 + 5,0 kr/m3 (MBR+GAK) Kivik: 5 kr/m3 (MBR+GAK) Tidiga studier: 1,2-1,9 kr/m3 Bedöms som det lika/dyraste alternativet utifrån den europeiska sammanställningen.		-1	-2	Tidiga studier: 0,6 kr/m3 (endast PAK) ca 2,7 kr/m3 (PAK+SF) Studier i Europa: 1,82 kr/m3 Okänd kostnad för förbränning av slam, större än i Europa.		1	-2	Tidiga studier: 1,6 kr/m3 Bedöms som dyrare än PAK+SF		0	-2	Fors ARV: 1,4 kr/m3 Tidiga studier: 2,3 kr/m3 Studier i Europa: 1,62 kr/m3		1	1	Studier i Europa: 2,43 kr/m3		-1	-1	Kostnad vid Växjö: 15 Mkr (800 m3/h) + 1,1 kr/m3 i driftkostnad. Motsvarar: 0,82-2,63 kr/m3 Kommer vara dyrare än GAK, eftersom tekniken erllrar typ UF- innan. Katalytisk filter.		-1	-2	Utifrån kostnadsammanställning hamnar Rimbo en förväntad kostnad på ca 2,0 kr/m3.	
Totlat	100																														
Slutkommentarer																															
Summa	100			0	0			3	-2			-2	-7			-1	-6			4	0			0	-5			-2	-6		
Viktad bedömning				0	0			35	-50			-45	-130			-30	-120			60	10			0	-75			-20	-90		