

Flödets påverkan på design av kvartär rening i avloppsreningsverk

INSTITUTIONEN FÖR PROCESSTEKNIK OCH TILLÄMPAD BIOVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET

MÅNS ALKHAGEN & NILS LINDELL | EXAMENSARBETE 2026



Flödets påverkan på design av kvartär rening i avloppsreningsverk

Måns Alkhagen och Nils Lindell

Examensarbete nr: 2026-11

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik
Avdelningen för kemiteknik
Lunds universitet

Juni 2026

Handledare: **Michael Cimbritz**
Biträdande handledare: **Ann Mattsson**
Examinator: **Åsa Davidsson**

Bild på framsidan: Granulerat aktivt kol. Bild från Sting/Österlen VA.

Postadress
Box 124
221 00 Lund
Hemsida
www.ple.lth.se

Besöksadress
Naturvetarvägen 14

Telefon
046-222 82 85
046-222 00 00

Förord

Detta examensarbete har utförts för Envidan som del i examensarbetskurs på Lunds Tekniska Högskola. Arbetet har handletts av både företaget och institutionen för processteknik och tillämpad biovetenskap. Idéen uppkom efter kontakt med Ann Mattsson på Envidan och frågeställningarna fångade vårt intresse fort då det upplevdes som att vi kunde göra en betydelsefull insats för den stora förändring som VA Sverige ställs inför. Att skriva arbetet tillsammans som två studenter och vänner har gjort skrivtiden både otroligt lärorik och ofantligt rolig.

Det är många vi skulle vilja tacka för att ha introducerat oss för en spännande bransch med mycket att bidra till i framtiden, och vi är tacksamma för all inspiration vi fått på vägen. Först och främst skulle vi vilja tacka Ann Mattsson för att du fångade in oss på detta ämne och redan tidigt ville ta dig an oss som handledare, där du har guidat oss genom hela arbetet. Utan ditt engagemang hade det här arbetet aldrig blivit till. På Envidan har även Rubén Juárez Cámara bidragit med handledning och stöttning kring kostnader, vi är otroligt tacksamma för tiden du tog dig för att hjälpa oss med vårt arbete.

Tack även till Mathilda Busck som tog emot oss på studiebesök och guidade oss på Kiviks reningsverk, samt svarade på många av våra frågor. Vidare vill vi tacka Qing Zhao på Kalmar vatten för att ha varit behjälplig och svarat på frågor redan i ett tidigt skede av arbetet. Med samma motivering skulle vi vilja tacka Susanne Tumlin på Gryaab. Kerstin Rosén Nilsson och Maximilian Ludkte på Naturvårdsverket förtjänar också varsitt tack för diskussionen om torrvädersbegreppet. Vi är tacksamma för att ha fått använda skisser och grafer från Ellen Edefell.

Vi vill också rikta ett stort tack till vår examinator Åsa Davidsson för värdefulla kommentarer på arbetets gång och innehåll. På institutionen har Per Falås kunnat svara på frågor och alltid varit behjälplig i tid och otid, vilket vi är tacksamma för. Sist men inte minst, ett mycket stort tack till vår huvudhandledare Michael Cimbritz för att ha inspirerat oss till arbetet och möjligheten att delta på föreläsningar. Ditt stora kunnande har varit till stor hjälp och utan dig hade vi troligen inte haft i närheten lika kul under arbetets gång.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Växtvärk på svenska avloppsreningsverk, men vad är smärtlindrande stort?

I takt med att samhället använder allt fler kemikalier och läkemedel, så kallade organiska mikroföroreningar, har spår av dessa ämnen börjat hittas i sjöar, vattendrag och till och med i dricksvatten. Dagens avloppsreningsverk är inte byggda för att ta bort organiska mikroföroreningar, vilket har lett till nya krav från EU. Därför är det ett faktum att många reningsverk i framtiden kommer att behöva växa med ett extra reningssteg, kallat kvartär rening. Vad som däremot är långt ifrån ett faktum är hur dessa anläggningar ska dimensioneras. I förlängningen handlar det inte om mikroinvesteringar för att rena mikroföroreningar, utan snarare om stora investeringar som ska göras lagom stora för att råda bot på samhällets botemedel.

I detta examensarbete undersöks hur den nödvändiga dimensioneringen, det vill säga mängden vatten in till ett reningsverk, påverkar hur ett sådant extra reningssteg bör utformas. Två tekniker står i fokus. Den ena är ozon, en mycket reaktiv gas som fungerar som en kemisk sax och klipper sönder föroreningarna. Den andra är aktiva kolfilter, som snarare fungerar som ett nät där oönskade ämnen fastnar. Studien bygger på verkliga flödesdata från flera svenska reningsverk och visar hur variationer i vattenmängd kan få stor betydelse för anläggningarnas storlek, resursförbrukning och energianvändning.

Resultaten visar att flödet har stor betydelse för hur reningen behöver dimensioneras. Höga och varierande flöden, ofta orsakade av regn- och grundvatten som läcker in i rören, leder till större anläggningar och ökad resursanvändning. Hur det juridiska begreppet torrvädersflöde definieras får därför stor påverkan på både teknisk utformning och driftkostnader. Arbetet visar även att kombinationer av reningstekniker kan ge robusta lösningar, men till priset av högre investeringar.

Studien bidrar med ökad förståelse för de utmaningar som svenska reningsverk står inför när nya miljökrav ska uppfyllas. Den visar också varför framtidens avloppsrening inte bara handlar om *hur bra* vi kan rena, utan *hur klokt* vi dimensionerar – så att miljönytta, resurser och kostnader hamnar i balans för oss i landet lagom. Det ska vara som Peps Persson sjunger: inte för litet, inte för stort, inte för torrt och inte för blött, oh det är alldeles lagom!

Sammanfattning

Införandet av kvartär rening i svenska avloppsreningsverk är en följd av det reviderade europeiska avloppsdirektivet och syftar till att minska utsläppen av organiska mikroföroreningar till recipienter. Dimensioneringen av kvartär rening påverkas i hög grad av inkommande flöden, vilka varierar både över tid och mellan olika reningsverk. Särskilt betydelsefullt är valet av dimensionerande flöde samt hur begreppet torrvädersflöde tolkas och tillämpas.

I detta arbete har en beräkningsmodell utvecklats i Excel för att analysera hur olika flödesförutsättningar påverkar dimensionering, resursåtgång och kostnader för kvartär rening. Modellen baseras på litteraturstudier samt detaljerad analys av flödesdata från fem svenska avloppsreningsverk av varierande storlek. Genom att simulera olika flödesscenarier möjliggör modellen jämförelser mellan olika tekniska lösningar och dimensioneringsstrategier. Arbetet har även kompletterats med studiebesök på avloppsreningsverk samt intervjuer med specialister inom området.

Resultaten visar att flödesvariationer har en avgörande betydelse för dimensioneringen av kvartär rening och leder till tydliga skillnader i både teknisk utformning och driftförutsättningar. Däremot visar analysen att valet av dimensionerande percentilflöde har relativt liten påverkan på den totala resursåtgången. Studien visar även att kombinationer av reningstekniker kan ge hög reningsgrad och robusta system, men till priset av ökade investeringskostnader. Vidare presenteras ett förslag på hur begreppet torrväder kan definieras utifrån flödesdata. En definition baserad på flödespercentiler, där den 80:e percentilen föreslås som ett rimligt riktvärde, bedöms kunna minska anläggningarnas dimensioner avsevärt utan att nämnvärt påverka mängden vatten som behöver förbiledas.

Summary

The implementation of quaternary treatment in Swedish wastewater treatment plants is a consequence of the revised European Urban Wastewater Treatment Directive and aims to reduce emissions of organic micropollutants to receiving waters. The design of quaternary treatment is strongly influenced by influent flow conditions, which vary both over time and between different treatment plants. Of particular importance are the choice of design flow and how the concept of dry weather flow is interpreted and applied.

In this study, a calculation model was developed in Excel to analyse how different flow conditions affect the design, resource demand, and costs of quaternary treatment. The model is based on literature studies as well as a detailed analysis of flow data from five Swedish wastewater treatment plants of varying size. By simulating different flow scenarios, the model enables comparisons between technical solutions and design strategies. The work was further complemented by site visits to wastewater treatment plants and interviews with specialists in the field.

The results show that flow variations have a decisive impact on the design of quaternary treatment, leading to clear differences in both technical configuration and operational conditions. However, the analysis indicates that the choice of design percentile flow has a relatively small influence on total resource demand. The study also shows that combinations of treatment technologies can provide high treatment efficiency and robust systems, but at the cost of increased investment expenses. Furthermore, a proposal for defining dry weather flow based on flow data is presented. A definition based on flow percentiles, where the 80th percentile is suggested as a reasonable reference value, is assessed to significantly reduce plant dimensions without notably affecting the volume of water that needs to be bypassed.

Innehållsförteckning

1	Introduktion	1
1.1	Syfte.....	1
1.2	Frågeställningar	1
2	Teori	3
2.1	Lagstiftning och kvartär rening	3
2.2	Tekniker.....	4
2.3	Klimat och resurser.....	7
2.4	Reningsgrader.....	8
2.5	Tillskottsvatten	9
2.6	Kostnadsmodeller för kvartär rening.....	10
3	Metod.....	13
3.1	Input.....	13
3.2	Scenarier	14
3.3	Output	15
3.4	Användandet av generativ artificiell intelligens.....	16
4	ARV använda i studien.....	17
4.1	Smedjeholm	18
4.2	Kalmar	19
4.3	Käppala.....	21
4.4	Henriksdal.....	22
4.5	Ryaverket.....	23
5	Resultat och diskussion	25
5.1	Ozon	25
5.2	GAK	31
5.3	Kombination ozon + GAK	38
5.4	Kostnader.....	43
5.5	Tillskottsvatten och reningsgrad.....	45
5.6	Torrvädersflöde	46
6	Slutsatser.....	49
7	Fortsatt studie	51
8	Källförteckning.....	53

Ordlista

ARV	AvloppsRenningsVerk
BOD	Biochemical Oxygen Demand – Biologisk syreförbrukning
CAPEX	Capital Expenditures - Investeringskostnader
COD	Chemical Oxygen Demand – Kemisk syreförbrukning
DOC	Dissolved Organic Carbon – löst organiskt kol
EBCT	Empty Bed Contact Time - Kontakttid
GAK	Granulerat Aktivt Kol
HRT	Hydraulic Retention Time – Uppehållstid
HRT _c	Critical Hydraulic Retention Time – Kritisk uppehållstid
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor
OMF	Organiska MikroFöroreningar
OPEX	Operational Expenditures - Driftkostnader
PAK	Pulveriserat Aktivt Kol
PE	PersonEkvivalent
PE _{be}	PersonEkvivalent beräknad
SBR	Sequencing Batch Reactor – Satsvis Biologisk Rening

1 Introduktion

Läkemedel och andra organiska mikroföroreningar i akvatiska miljöer har påvisat flertalet negativa konsekvenser, som inkluderar både kort- och långvarig toxicitet, endokrin disruption och ökande antibiotikaresistens hos mikroorganismer (Luo m.fl., 2014). Det är ett utbrett problem i hela Europa såväl som i Sverige. Inte bara för miljön, utan även för oss människor, då organiska mikroföroreningar kan komma att påverka oss både genom bioackumulation (Sharma m.fl., 2024) och genom förekomst i dricksvatten (Padhye m.fl., 2014). En väg för organiska mikroföroreningar att ta sig till recipienter som ytvatten och vidare till dricksvatten är via avloppsvatten som går genom ARV (Jiang m.fl., 2013). Därför kan det i en del fall vara viktigt att avloppsreningsverk (ARV) blir optimerade för att rena organiska mikroföroreningar.

Denna kunskap om att organiska mikroföroreningar är ett hot mot miljön och människor har nyligen lett till förändringar i Europeiska unionens avloppsdirektiv, vilket ställer nya krav på avloppsreningsverk. Dessa krav innefattar bland annat ett helt nytt ”fjärde steg”, kallat kvartär rening, då organiska mikroföroreningar inte fångas av dagens befintliga steg. Dock är det inte alla ARV som kommer behöva bygga ut det nya steget, utan främst är det stora verk och mindre verk med extra känsliga recipienter.

Kvartär rening kan designas och dimensioneras på olika sätt och i detta arbete undersöks några olika designer och dimensioneringar. I Europa, framför allt i Schweiz och Tyskland, finns redan en del implementerade anläggningar syftande till att rena organiska mikroföroreningar (OMF). De vanligaste teknikerna är ozonering och aktivt kol, vilka Sverige nu studerar och planerar att implementera. I landet lagom vill vi såklart bygga lagom stora verk, men vad är egentligen tillräckligt stort?

1.1 Syfte

Syftet med det här examensarbetet och rapporten är att undersöka hur flödet in till avloppsreningsverk påverkar designen av kvartär rening till följd av det nyligen reviderade avloppsdirektivet. Parametrar som undersöks i designen av kvartär rening är anläggningsstorlek och förbrukning av ozon respektive granulerat aktivt kol (GAK). Slutligen syftar arbetet också till att undersöka olika utfall av olika tillämpningar av begreppet torrvädersflöde.

1.2 Frågeställningar

1. Hur påverkar olika flöden dimensioneringen av GAK respektive ozonering?
2. Hur stor blir resursåtgången för driften?

2 Teori

För att få en förståelse kring hur ramverket ser ut, det vill säga lagstiftningen, och varför vi valt teknikerna ozon och GAK, samt hur dimensionering och förbrukning kan beräknas, följer här ett kapitel om teorin bakom beräkningsmodellen. Modellens ingående parametrar beskrivs mer ingående i kapitel 3.

2.1 Lagstiftning och kvartär rening

I Europeiska Unionens reviderade avloppsdirektiv framkommer det att kvartär rening ska införas för samtliga avloppsreningsverk med storleken $>150\,000$ personekvivalenter (PE) och för avloppsreningsverk med känslig recipient med storleken $>10\,000$ PE (EU, 2024). Direktivet trädde i kraft den första januari 2025 och under januari 2026 presenterade Naturvårdsverket en inriktning på det nationella arbetet. Införlivande i svensk lag föreslås av Naturvårdsverket (2026) ske 31 juli 2027 för författningsförslagen och 1 januari 2029 för producentansvar. Vidare går det att konstatera att det är många olika delar av lagtexten som införandet av kvartär rening berör (Naturvårdsverket, 2026).

Vidare framkommer det i direktivet att samtliga 100% av avloppsreningsverken som uppfyller ovan ställda krav skall ha infört kvartär rening år 2045. Implementering skall ske stegvis och delmålen är 30% 2033, samt 60% 2039. För att klassificera känsliga recipienter skall en nationell översyn vara gjord till 2030 enligt direktivet. Detta skall därefter uppdateras 2033 och därefter var sjätte år. Känslighetsklassificeringen gör att antalet verk som kommer att påverkas av direktivet är svårt att uppskatta i skrivandets stund.

Reningsgraden 80% skall uppnås över hela verket av 12 ämnen i två utvalda kategorier av ämnen, en som lätt behandlas och en som lätt bortskaffas. Vad kategorisering innebär i praktiken är i vår studie inte helt klart, men en teori är att behandlas innefattar kemiska reaktioner genom ozonering och bortskaffas innefattar fysisk avskiljning via ett GAK-filter. Teorierna kan inte valideras och därför läggs ytterst lite vikt vid skillnaden mellan kategorierna i den här studien. Vidare är dessa ämnen utvalda då de kan förorena vatten även i låga koncentrationer (EU, 2024). Reduktionen skall beräknas för minst 6 ämnen och dubbelt så många ämnen ska vara från kategori 1 som från kategori 2. Just kravet i procent medför utmaningar i synnerhet i koppling till koncentrationmätningar. Tillfället när mätningar genomförs har stor påverkan på koncentrationer, då dessa är beroende av flödet och den momentana ämnesbelastningen. Därför reglerar direktivet (EU, 2024) att mätningen skall genomföras vid torrvädersflöde.

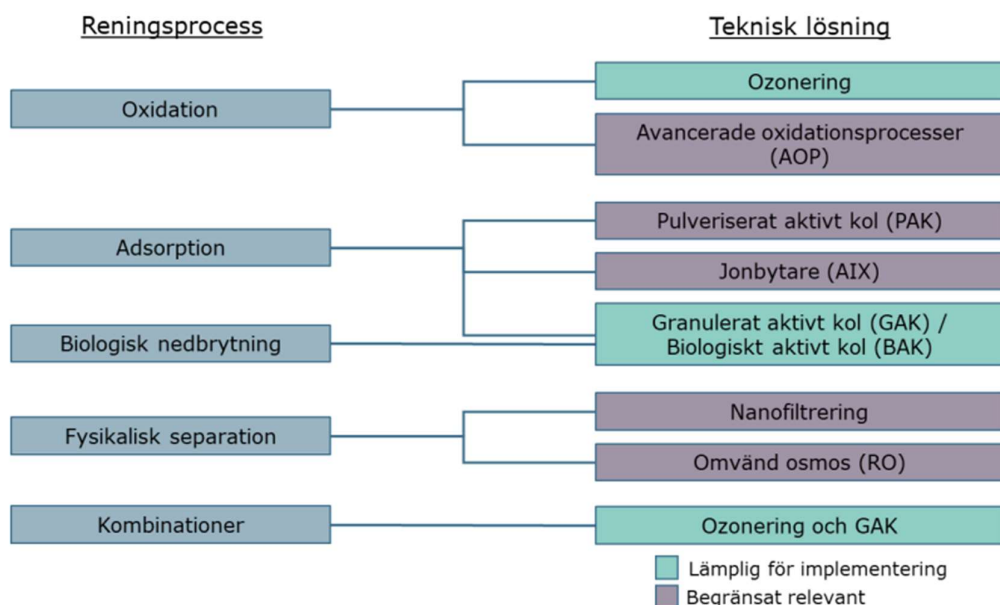
Kvartär rening är definierat, enligt EU direktiv 2024/3019, som ”rening av avloppsvatten genom en process som reducerar ett brett spektrum av mikroföreningar i avloppsvatten”. I praktiken i Sverige innebär detta ett extra reningssteg som antingen består av ozonering, granulärt aktiverat kol eller en kombination av båda (Edefell, 2024).

Det finns dock vissa svårigheter just med begreppet ”kvartär”, vilket belyses i språkspalten i tidskriften VATTEN (2025). I en svenskspråkig kontext konstateras det att det är ovanligt att benämna reningssteg som exempelvis ”sekundär” eller ”tertiär”, i stället uttrycker man det som ”biologisk rening” eller ”kväverening”. Att benämna ett reningssteg som kvartär rening kan även medföra otydligheter. Kvartär rening kan både innebära ett numrerat steg i reningskedjan eller en viss grad av rening. Om man, exempelvis, installerar ett ”kvartärt” steg på ett avloppsreningsverk som sedan tidigare bara har två reningssteg blir den kvartära reningen även terciär

om man tolkar begreppet som en numrering. Andra benämningar som kan vara tydligare är exempelvis ”avancerad rening” eller ”läkemedelsrening”. Det sistnämnda, läkemedelsrening, kan dock försvåra begreppet för mycket då alla organiska mikroföroreningar inte behöver vara läkemedel.

2.2 Tekniker

Det finns ett antal olika tekniker som skulle kunna nyttjas för rening av organiska mikroföroreningar, men Edefell (2024) lyfter fram att det är 3 lämpliga tekniker för svensk tillämpning, (1) ozonering, (2) granulerat aktivt kol (GAK) / biologiskt aktivt kol (BAK), samt (3) kombination ozonering + GAK. Det finns ytterligare tekniker och dessa kommer att behandlas som alternativa metoder och ej i samma utsträckning som ozonering och GAK.



Figur 2.1. Reningstekniker och dess lämplighet för svenska förhållanden (Edefell, 2024).

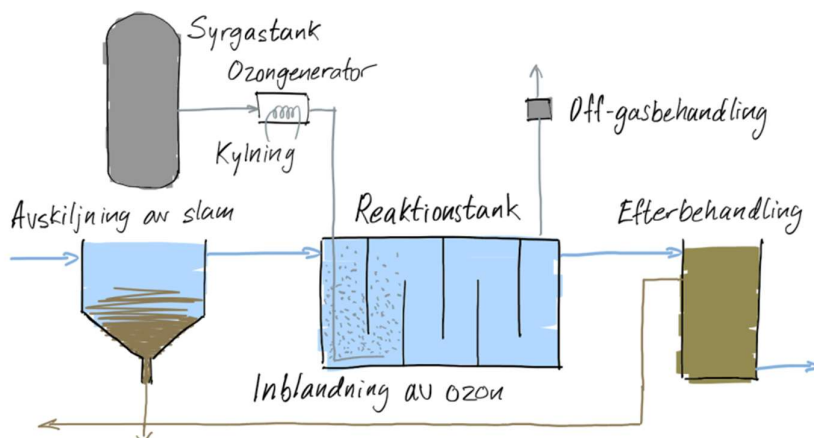
2.2.1 Ozonering

Ozon är en reaktiv gas och har förmågan att bryta ner molekyler i mindre beståndsdelar, vilket gör den till en vanlig process för både dricksvattenrening och avloppsrening. Huruvida biprodukternas toxicitet är tillräckligt låg efterfrågas mer forskning på (Lim et al., 2022). För att vara på den säkra sidan förespråkas en efterbehandling (Se figur 2.2), vilket skulle till exempel kunna vara sandfilter eller aktivt kol. Edefell (2024) fann att driftkostnaden för sandfiltret blir ungefär lika stor som för GAK.

Eftersom ozon är reaktivt måste det framställas på plats från syrgas, vilket ofta köps in flytande. Vidare reagerar ozon inte uteslutande på mikroföroreningar. Därför är det av vikt att organiskt material och nitrit är i så låga koncentrationer som möjligt för att fokusera ozonet på OMF. Således är placering av ozonering i slutet av reningskedjan att föredra.

För att uppnå kravet på minst 80% i reningsgrad är mängden ozon styrd på löst organiskt kol (DOC) och i storleksordningen runt 0,5–0,9 g O₃/g DOC (Pistocchi m.fl., 2022). Sett till både internationella och svenska förhållanden föreslås en ozondos på 0,3–1,2 mgO₃/DOC (Baresel m.fl., 2017). Andra sätt att styra mängden på är enbart på flödesvolym, där till exempel Baresel m.fl. (2016) visar att en ozondos på 6 mg ozon per liter skulle leda till en 90 % reningsgrad.

För effektiv rening med ozon krävs även en viss kontakttid i reaktorn, i rapporten benämnt HRT (Hydraulic Retention Time). Edefell (2024) menar att vanligt förekommande HRT är mellan 10–30 minuter. En HRT på 10–25 minuter är även förespråkad av Baresel m.fl. (2017) men vid tester med en ozondos på 5 mg/l kunde de visa att en kontakttid på 7 minuter kan ge fullgod rening. Vidare understryker Baresel m.fl. att vattnets komposition, pH och ozondos kan påverka vilken HRT man kan ha i reaktorn och då även hur stor man kan dimensionera den. I en studie av Ekblad m.fl. (2021) kunde man också visa att en HRT på 7 minuter gav fullgod rening för vissa läkemedel som Venlafaxin och Metoprolol under pilotförsök på Lundåkra ARV.



Figur 2.2. Principskiss ozonering (Edefell, 2024)

2.2.2 GAK

Granulerat aktivt kol, förkortat GAK, är den andra lämpliga metoden och den avskiljer partiklar medels adsorption. Granulaten är runt 0,2–5 mm i diameter. Detta gör att andra partiklar också fastnar. Det faktumet, tillsammans med att DOC-halten bör vara så låg som möjligt, betyder att man bör sätta filtret i slutet av reningskedjan på samma sätt som för ozonering. Biologiskt aktivt kol (BAK) är ett annat namn på GAK-filtret där skillnaden är att ytan har en biofilm som kan bryta ner OMF (Edefell, 2024). Biofilm bildas oundvikligen och därför blir alla GAK med tiden BAK-filtret.

Ett sätt att dimensionera filtret är att använda sig av ytbelastning och filterdjup. Det finns olika värden för de båda beroende på källa, men en sammanställning visar att ytbelastningen ligger i

intervallet 5–10 m/h och filterdjupet 1–2,5 m (Edefell, 2024). I andra källor menas det i stället att ytbelastningen kan uppgå till 15 m/h (Fundneider m.fl., 2021).

Regleringen av GAK styrs av en beräknad kontakttid som benämns EBCT (Empty Bed Contact Time) för filtret, där volymen av filterbädden divideras med vattenflödet. Se ekvation 1 för beräkning av EBCT.

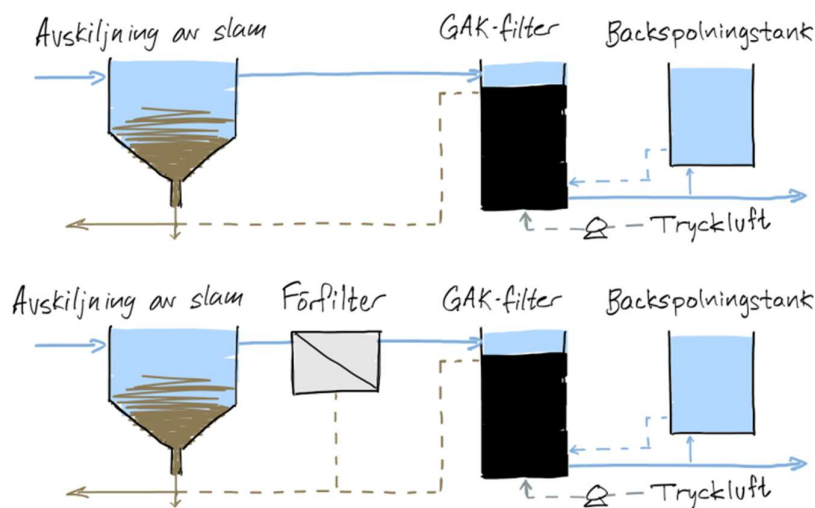
$$EBCT = \frac{V_{filter}}{Q} \quad (\text{Ekvation 1})$$

EBCT uttrycks oftast i minuter, V_{filter} är volymen av GAK filtret och Q är flödet genom filtret. Fundneider m.fl. (2021) menar att EBCT ska ligga i spannet 10–50 minuter, men är effektivast mellan 20–30 minuter. Erfarenheten från Schweiz säger att uppehållstiden bör vara minst 20 minuter för höga flöden och att byte av GAK behövs efter 20 000 – 30 000 bäddvolymmer (Wunderlin & Bitterwolf, 2025). Beräkning av bäddvolymmer sker enligt ekvation 2.

$$\text{Bäddvolym} = \frac{V_{vatten}}{V_{filter}} \quad (\text{Ekvation 2})$$

Antalet bäddvolymmer är enhetslöst, V_{vatten} är den mängd vatten som passerat genom filtret och V_{filter} är filtervolymen. Bäddvolymmer är ett bättre mått att referera till då flöden och koncentrationer varierar mycket mellan olika ARV. Vidare gör variationen att bäddvolymerna kan överskridas. Ett exempel är Degeberga ARV där över 30 000 bäddvolymmer har passerat och rening fortsätter att vara god, även utan backspolning (Svahn & Borg, 2024). Ett annat exempel är Kiviks ARV som har över 60 000 bäddvolymmer passerat och filtret uppvisar fortfarande godkända nivåer (Busck, 2026).

GAK-filtrets porer sätts igen med tiden och behöver då backspolas, det vill säga att vatten pressas genom filtret från motsatt riktning. Detta behöver resurser och framför allt så kan inte filtret användas under denna tid, vilket medför att fler filter behövs för redundans. En förenklad processkiss av GAK kan ses i figur 2.3 nedan.



Figur 2.3. Principskiss GAK (Edefell, 2024)

2.2.3 Kombination

Att kombinera ozonering och GAK har många fördelar. GAK fungerar som efterbehandling för ozonet och ozonet minskar DOC-koncentrationer och att kombinera reningsmetoderna har visats kunna fördubbla driftlängden av GAK-filtrer (Edefell, 2024). Ytterligare en god anledning att ha teknikerna kombinerade är att om teknikerna visar sig vara olika effektiva på olika ämnen fångas ett större spektrum av ämnen. Nackdelen är den dubbla investeringen som krävs. Dock skulle man kunna sänka ozondosen och öka antalet bäddvolymeter vid ett kombinerat scenario samtidigt som HRT och EBCT kan sänkas (Envidan, 2024). Detta skulle framför allt minska driftkostnader men också investeringskostnader då man kan dimensionera mindre men rena samma mängd vatten på grund av kortare uppehållstid i ozonbassängen respektive kontakttid i GAK-filtret. Även om driftkostnaderna och investeringskostnaden kan minskas, är inte investeringskostnaden att förbise då två steg fortfarande måste byggas. Baresel m.fl. (2017) menar att en kombination av ozonering och GAK skulle leda till näst intill 100 procentig reningsgrad av organiska mikroföroreningar. Å andra sidan visar Betsholtz m.fl. (2022) i ett experiment att adsorptionen av vissa transformationsprodukter från ozonering inte blir fullt lika bra i aktivt kol.

Sett till data på teknikval i Schweiz framgår det att få verk väljer att bygga kombination av teknikerna (Wunderlin & Bitterwolf, 2025). Förmodligen belyser detta tröskeln med investeringskostnaden och möjligen kan man uttyda att det är viktigare att få tillräcklig rening på flera ARV än en mycket god på ett för litet antal ARV.

Det har genomförts en studie av att simultant genomföra ozonering med GAK, i stället för efterföljande steg separat. Studien visar initialt, de första 6 timmarna, på en förbättrad reningsgrad än vid separata steg, men efter 20 timmar nedgår effekten av GAK kraftigt eftersom ozonet påverkar ytan av GAK och därmed adsorptionsförmågan (Vatankhah m.fl., 2019).

2.2.4 Övriga tekniker

Utöver ozonering och GAK finns även pulveriserat aktivt kol (PAK), membran, avancerade oxidationsprocesser, och biologiska processer. Membran, avancerade oxidationsprocesser och biologiska processer är fortfarande i utvecklingssteget och ej ännu lämpliga för implementering enligt Edefell (2024). PAK är den mest utvecklade tekniken av de övriga teknikerna i figur 2.1, där de aktiva kolpartiklarna är mindre än GAK och tillsätts som löst pulver i tanken i stället för filter. Denna metod används i Europa, men anses inte vara lämplig för svenska förhållanden då vi inte förbränner vårt slam.

2.3 Klimat och resurser

Införandet av kvartär rening kommer inte bara att ha positiva effekter på miljön, därför är det viktigt att ha förståelse för teknikernas påverkan på klimat och dess resursåtgång. Huruvida klimatpåverkan ökar linjärt vid kombination förblir intressant för vidare undersökningar.

2.3.1 Ozonering

Ozonering använder mycket energi och stor del av energiförbrukningen ligger utanför avloppsreningsverket, det vill säga i framställan av flytande syrgas. Generering av ozon, kylning och pumpning är andra starkt bidragande faktorer till energiåtgången. Energiåtgången är i storleksordningen 0,3–0,6 kWh/kg O₂ och 10–15 kg O₂/kg O₃ (Mousel m.fl., 2015).

Mousel m.fl. (2017) visar på energiförbrukning vid olika konfigurationer av ozonering, vilka varierar mellan 0,03–0,2 kWh_{el} m⁻³. Den mycket högre delen av intervallet kommer från användandet av membranbioreaktorer vid sjukhus, men mer relevanta siffror är från storskaliga pilotprojekten och de visade på en energiåtgång av 0,045 kWh_{el} m⁻³ med tillhörande ozonproduktion 0,05 kWh_{el} m⁻³ för 5 g/m⁻³. I en ny schweizisk studie visar man däremot att totala elförbrukningen för kvartär rening är 0,02–0,1 kWh per m³ (Wunderlin & Bitterwolf, 2025). Wunderlin och Bitterwolf (2025) inkluderar i sina siffror både huvudreningssteg och efterreningssteg, vilket skulle kunna tolkas som ozonering + sandfilter/GAK. Att elförbrukningen är lägre än vad som uppskattades 2017 kan indikera att teknikerna blir mer och mer effektiva.

Vanligtvis belyses riskerna av biprodukter från ozoneringen, men det finns även studier som visar på att de ekotoxikologiska riskerna inte är stora. Exempelvis visar Fritz m.fl. (2026) i sin artikel att bromatbildningen utgör en liten ekotoxikologisk risk. Ozon är även en potent växthusgas, men utsläppen från ozonering är inte kända.

2.3.2 GAK

Energiförbrukningen är inte lika framträdande resursåtgång som för ozonering. Främst är det vid backspolning av filtret som energi används, men även att öka den potentiella energin för att nå lyfthöjd till filtret har betydande påverkan på energianvändningen (Cimbritz & Mattsson, 2018). Elförbrukningen uppskattas av Mousel m.fl. (2017) till 0,040 kWh/m³. Edefell (2024) styrker att elförbrukningen främst är kopplad till backspolning och uppskattas till 0,01–0,05 kWh/m³, vilket är i linje med Mousel m.fl. (2017).

För GAK är det i stället framställan av kolfiltret som har störst miljöpåverkan, då dessa ofta framställs från fossilt kol (Edefell, 2024). Ett mer miljövänligt alternativ är biogent kol, där till exempel kokosnöt kan användas (Edefell, 2024). Dessutom har biogent kol och stenkol olika förmåga att adsorbera olika ämnen, vilket skulle ge ett större spektrum av avskilda ämnen i filtret (Svahn, 2026). Ett ytterligare sätt att minska klimatpåverkan är att reaktivera kolet efter användning, alltså återvinna använda kolfiltre, vilket kan göras 3 gånger innan kolet anses uttjänt (Svahn, 2026). Reaktiveringen sker genom att kolet utsätts för ånga och värme som både tar bort adsorberade ämnen och även reaktiverar kolet, dock försvinner ungefär 10% av kolet i processen och måste ersättas med juvenil GAK (Edefell, 2024). Den här processen är dock inte helt utan utsläpp, men ger en betydande mindre del koldioxidekvivalenter än att byta ut allt kol mot juvenilt. I nuläget är de närmaste reaktiveringsanläggningarna belägna i Tyskland och Belgien (Edefell, 2024). Transporten av kol till de anläggningarna leder till utsläpp. Hade en reaktiveringsanläggning uppförts i Sverige hade man därav kunnat minska utsläppen från GAK.

I kolfiltren kan biologisk aktivitet förekomma och således bildande av transformationsprodukter, men dess effekter är emellertid inte kända (Edefell, 2024). Det finns flera uppskattningar kring utsläppen vid framställning och reaktivering av GAK. Edefell (2024) nämner att framställningen från juvenilt kol beräknas till 7 ton CO₂-eq/ton och reaktiveringen till 2 ton CO₂-eq/ton.

2.4 Påverkan av koncentrationer på reningseffektivitet

Nedbrytningen av läkemedel i biofilmer kan beskrivas av Michaelis-Menten kinetik och i en MBBR har det visats att reningsgraden är beroende av den initiala koncentrationen (Svendsen m.fl., 2020). Vidare visar Svendsen m.fl. (2020) att reningsgraden är lägre vid låga koncentrationer. Koncentrationer kan sammankopplas med flödet då ökade vattenvolymer leder till lägre koncentrationer, vilket vidare belyser vikten av flödespåverkan på kvartär design. Huruvida

koncentrationsberoendet gäller för kvartära reningsmetoder, ozonering och biofilmer för kolfilter, är värt att undersöka vidare.

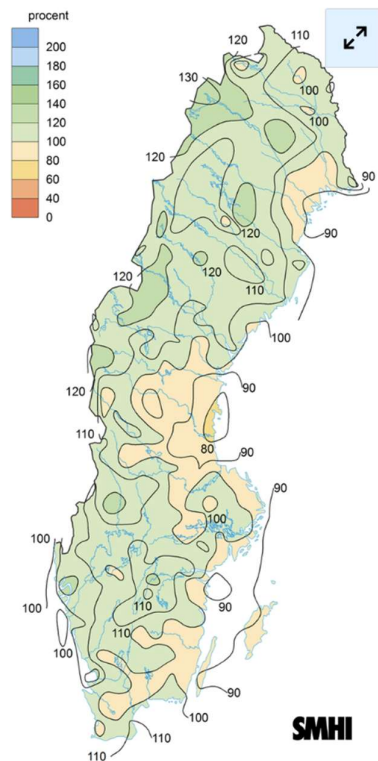
Det kan därför finnas en poäng i att undersöka skillnader mellan olika ämnens koncentrationer. Svahn & Borg (2024) har genomfört mätningar på Degeberga ARV och deras resultat visar att koncentrationer skiljer sig stort mellan olika ämnen, vilket gör att det är svårt att klassificera en typkoncentration för alla organiska mikroföroreningar. Därför bör man varsamt diskutera hur koncentrationer påverkar nedbrytningsgraden generellt.

Tillämpningen av koncentrationer och reningsgrader blir mest relevant för GAK-filter som inte bara renar fysiskt genom adsorption, utan även med tiden med biofilmer. Takman m.fl. visar i en studie (2024) om GAK-filter att nedbrytningen av mikroföroreningar ökar med filtrets ålder, det vill säga att biofilmen hinner byggas upp mer. Fundneider m.fl. (2021) fann linjära samband mellan uppehållstider (EBCT) på under 20 minuter och adsorberad mängd DOC. Medan uppehållstider på över 20 minuter inte visade på något samband med den adsorberade mängden, vilket tyder på att uppehållstiden borde vara minst 20 minuter. Men det finns också studier som visar att reduktionen nedgår med drifttiden (Svahn & Borg, 2024).

2.5 Tillskottsvatten

Tillskottsvatten är en stor andel av det totala vattnet in till ARV, mellan 20–70% enligt Clementson m.fl. (2020). Det finns givetvis undantag från detta intervall, till exempel angav Kiviks ARV i en intervju att de hade ungefär 76% tillskottsvatten (Busck, 2026). Således har tillskottsvattnet en stor påverkan på det dimensionerande flödet, reningsresultaten och driftkostnaderna. Svårigheter att kvantifiera mängden tillskottsvatten gör att det ofta är strategiska åtgärder, där samordning med förnyelseplaner också ingår, som föreslås (Clementson m.fl., 2020). Men skulle data finnas så att ett lokalt område med mycket inläckage kan identifieras, är lokala åtgärder givetvis prioriterade. Ett annat sätt att hitta prioriteringar är att inläckaget ofta är korrelerat med ålder på rörsystemet, vilket också belyser vikten av samordning med förnyelsearbete (Clementson m.fl., 2020). Slutligen konstaterar Clementson m.fl. (2020) att tillskottsvatten alltid kommer finnas.

Tillskottsvatten är i mångt och mycket beroende av nederbörden. På grund av att år 2024 är det senaste året vi har flödesdata från alla verk kommer det året att användas i våra beräkningar. Därför har vi undersökt hur nederbörden såg ut under 2024 i Sverige. Den genomsnittliga nederbörden över Sverige år 2024 går att se i figur 2.4 nedan.



Figur 2.4. Nederbörden i procent av normalperioden 1991–2020 för året 2024 (SMHI, 2025).

För att kunna säga något om tillskottsvatten är nederbörden relevant och i figur 2.4 kan en jämförelse i procent mot normal nederbörd ses. Figur 2.4 ger en indikation på tillskottsvatten, därmed till del det totala flödet till respektive ARV, vilket i förlängningen kan användas för att säga om 2024 års data är representativa. Slutsatsen är att det var något blötare i väst och torrare än normalt i öst.

2.6 Kostnadsmodeller för kvartär rening

För att kvartär rening ska kunna förverkligas kommer investeringar att behöva ske. De kostnader som kommer uppstå framöver behöver kunna uppskattas i förväg för att exempelvis reningsverk och beslutsfattare ska kunna förbereda och göra ekonomiska planer. Samtidigt kommer även läkemedelsföretag, som måste vara med och betala enligt principen att förorenaren betalar, antagligen kräva precisa uppskattningar av vad notan av kvartär rening kommer att landa på för sina ekonomiska planer.

Uppskattningarna av kostnader kan göras med kostnadsmodeller. Vi har hittat modeller som ger uppskattningar av CAPEX (Capital Expenditures), alltså investeringskostnader. Eftersom pengar dock inte bara går åt till att bygga anläggningarna utan även till att ha anläggningarna i drift har vi även velat undersöka OPEX (Operational Expenditures), driftkostnader. Dessvärre fann vi inga modeller för driftkostnader som fungerade i vårt arbete.

2.6.1 Investeringskostnader (CAPEX)

I rapporten ”Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk” från Svenskt Vatten (2021) kommer man fram till fyra olika kostnadsmodeller för kvartär rening. I modellerna görs inte någon distinktion mellan olika reningstekniker.

Modell 1 är baserad på data från sex byggda fullskaleanläggningar i Sverige: Nykvarns reningsverk i Linköping, Stengårdens reningsverk i Simrishamn, Kiviks reningsverk i Simrishamn, Degeberga reningsverk i Kristianstad, Tierps reningsverk i Tierp och Bräkne-Hoby reningsverk i Ronneby. Storleken på verken varierar mellan 3500 PE (Degeberga och Bräkne-Hoby) till 149 000 PE (Nykvarn) med ett medelvärde av 33 600 PE. I modellen har Nykvarns reningsverk lagts till med kostnaden för ett sandfilter efter ozonsteget för att bättre spegla hur de framtida anläggningarna kommer att konstrueras. Ekvation 3 beskriver sambandet mellan kostnaden och antalet PE.

$$CAPEX [SEK] = 873011 \cdot PE^{-0,648} \quad (\text{Ekvation 3})$$

Från 32 pilot- och fullskaleanläggningar till störst del i Schweiz och Tyskland har man gjort en kostnadsmodell som Svenskt Vatten funnit passat väl överens med modell 1, den svenska fullskaliga modellen. Kostnadsläget i den europeiska studien uppskattades ligga 25% högre än i Sverige vilket medfört att en faktor 1,25 introducerats i modell 2 jämfört med modell 1 (ekvation 3). På grund av faktorn kommer investeringskostnaden att överskattas för mindre anläggningar.

$$CAPEX [SEK] = 1,25 \cdot 873011 \cdot PE^{-0,648} \quad (\text{Ekvation 4})$$

Modell 3 har Svenskt Vatten tagit fram från 22 förstudier, mellan vilka kostnadsberäkningarna har stor spridning. Spridningen beror på att somliga förstudier har med stora budgetposter för oförutsett eller att andra studier saknar vissa komponenter. Resultatet blir att ekvationen har en dålig passning till datapunkterna. Ekvation 5 beskriver sambandet.

$$CAPEX [SEK] = 4933,6 \cdot PE^{-0,172} \quad (\text{Ekvation 5})$$

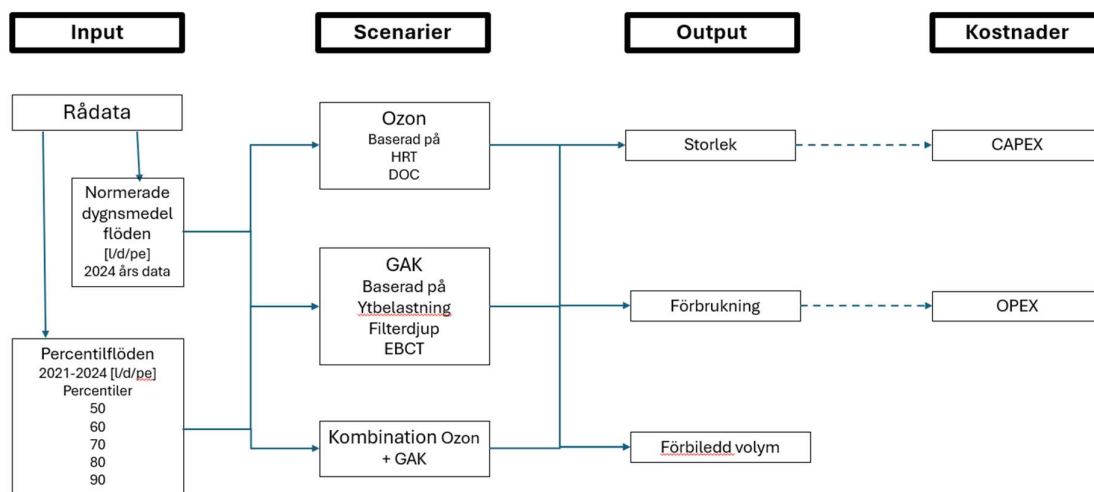
Från de 22 förstudierna har man, i modell 4, använt de fyra mest kostsamma studierna för att modellera de största investeringskostnaderna, vilket enligt Svenskt Vatten kan vara en användbar modell för stora installationer. Ekvation 6 beskriver modellen.

$$CAPEX [SEK] = 24401 \cdot PE^{-0,249} \quad (\text{Ekvation 6})$$

Däremot kan det konstateras, trots flertalet modeller, att ingen tar hänsyn till själva flödet för att beräkna kostnaderna. Personekvivalenter är en bra uppskattning, men i inkommande vatten till avloppsreningsverken är det inte bara spillvatten och tillskottsvattnet behöver inte vara linjärt med antalet personekvivalenter. Vi tror att det skulle gå att i framtiden utveckla dessa modeller och forma dem mer efter flödets påverkan på CAPEX.

3 Metod

Metoden som använts för arbetet har varit dataanalys genom en modell byggd i Excel vars nyckeltal har bestämts från en litteraturstudie. Modellen har bestått av fyra delar, input, anläggningar, output och kostnader, vilket illustreras i figur 3.1 nedan. En mer detaljerad bild av modellen ges i appendix, där urklipp från modellen visas.



Figur 3.1. Principskiss metod för beräkningsmodell

3.1 Input

Rådata till modellen härleddes till flödesdata från 5 ARV. Data tillhandahölls av Envidan då den använts till tidigare examensarbeten. Från rådata normerades flödesdata av olika enheter till dygnsmedel och per personekvivalent. De flesta verk hade data mätt per timme, men då inte alla hade det omvandlades data till gemensam enhet, dygnsmedelsflöde uttryckt i liter per PE och dag. En fördel med enheten liter per PE och dag är lättheten att sätta värdet i relation till den genomsnittliga dagsförbrukningen per person som ofta uttrycks i just den enheten och är väl etablerad i VA-branschen. Omvandlingen per personekvivalent gjordes i syfte att göra flödena jämförbara då skillnaden mellan små och stora verk blir svårt att illustrera i gemensamma diagram.

För beräkningar av person ekvivalenter har vi använt en alternativ beräkning som är resultatet från ett tidigare arbete som också är skrivet för EnviDan. Anledningen till att vi använder en alternativ beräkning av personekvivalenter är just för att vi ska vara enhetliga med det tidigare arbetet. Grunden för beräkningen av personekvivalenter är baserad på kväve- och fosforbelastningen hos reningsverken åren 2021–2024, där den totala massan av ämnena dividerades med

massan per person (Olsson Hansson, B., 2025). Den här beräknade personekvivalenten kommer härnäst benämnas som PE_{be} . Anledningen

Som konstaterat i teoridelen av denna rapport finns ingen svensk definition av torrväder. Det som används i andra länder är bland annat percentiler. Vi har därför valt att undersöka 5 olika percentiler, 50e, 60e, 70e, 80e och 90e. Från rådatan, innehållande tillgänglig del av 2021–2025, i vissa fall ända bak till 2010, års flöden för respektive ARV, togs percentilflöden fram. Detta gjordes med hjälp av Excel-funktionen PERCENTIL.INK, vilken returnerar n:te percentilen av ett värdeintervall. Vidare användes två olika funktioner i Excel för att sammanfoga flera års flöden till ett intervall. Den första sättet VSTACK användes där värdena fanns i årsvisa kolumner och det andra sättet pivottabell då värdena fanns i en kolumn. Slutligen gjordes en enhetsomvandling till liter per dag och per personekvivalent, syftandes till att jämföra de normerade dygnsmedelvärdena i olika scenarier.

3.2 Scenarier

I reningsprocessen finns många parametrar som påverkar utfallet. För att beräkningssystemet inte ska bli underbestämt har vi fått fastställa och låsa vissa parametrar. Efter många olika försök valde vi att inkludera enbart ett scenario per teknik, det vill säga ozon, GAK och kombinerat ozon + GAK. Det går att göra mer eller mindre teoretiskt på fler sätt, men nedan beskrivs våra tre scenarier mer i detalj.

En grund för jämförelse i scenarierna i vår studie har varit att utgå ifrån verkens biologiska kapacitet. Med begreppet biologisk kapacitet menar vi det flöde som det biologiska reningssteget dimensionerats efter. Detta steg kan variera och ha olika effektiva nivåer, därmed behöver inte ett verk ha uteslutande en kapacitet utan flera. Vi har dock valt den kapacitet som dimensionerats för full effekt, det vill säga kan tillåts förbilda flödestoppar. Vissa verk kan vidare ha enbart kemisk rening för allra högsta flödena, vilket gör begreppet kapacitet vagt och därmed inbyggt i vår modell förekommer osäkerheter. Vi väljer dock att använda biologisk kapacitet som utgångspunkt i syfte att sätta kvartära stegets dimension i relation till resterande del av verket. Dessutom är biologiskt reningssteg vanligt förekommande i Sverige och går förhoppningsvis lättare att relatera till.

3.2.1 Ozon

I scenariot med ozon valde vi att styra ozondosering baserat på massan DOC. Antaget att 0,5 mg O_3 /mg DOC behövs för att uppnå reningsgraden 80% (Ekblad, 2023). DOC uttrycks ofta i koncentration och ett medelvärde efter biologisk rening kan antas till 12 mg DOC/liter (Betsholtz m.fl., 2021). Vidare behövs en uppehållstid för att få fram dimensionerande volymen i ozonbassängen och uppehållstiden sattes till 10 minuter, vilket uppskattas leda till 80% rening i de flesta fall (Ekblad, 2024).

Flödet som användes för denna modell var normerade dygnsmedelsflöden från 2024 och beräkningar skedde för varje dag. I modellen sattes en kritisk uppehållstid till 5 minuter och i det fall då flödet från 2024 gör så uppehållstiden understiger den kritiska, förbileds det kapacitetsöverskridande flödet. Det förbileda flödet påverkar varken uppehållstiden eller förbrukningen av ozon. Dessa förbileda volymer summerades årsvis.

Vidare multiplicerades dygnsmedelflödet först med uppehållstiden, därefter med DOC-koncentrationen och slutligen med ozondos baserad på massan av DOC. Slutprodukten blev en genomsnittlig ozonåtgång i milligram per dag och personekvivalent. Dessa genomsnittliga

ozonåtgångar kunde sedan jämföras mellan flödespercentiler och biologiska kapaciteter. Uppehållstiden för respektive anläggning kunde beräknas genom dygnsmedelflödet dividerat med dimensionerande volymen.

3.2.2 GAK

I GAK-scenariot dimensionerades GAK-filter efter flödespercentiler och biologisk kapacitet till ytbelastning 6 m/h och filterdjup 2 m, vilket är inom rimliga intervall (Edefell, 2024). Dimensionerande EBCT sattes till 20 min, vilket ska ge godtagbar reningsgrad (Wunderlin & Bitterwolf, 2025) (Edefell, 2024).

Flödet som användes för denna modell var normerade dygnsmedelsflöden från 2024 och beräkningar av volym och EBCT skedde för varje dag. I modellen sattes ett kritiskt EBCT till 10 min och i det fall då flödet från 2024 överstiger den dimensionerade kapaciteten, förbileds det kapacitetsöverskridande flödet och påverkar varken EBCT eller förbrukning GAK. Dessa förbileda volymer summerades årsvis. Denna förbiledning är inte densamma som för ozonscenariot då designade volymer och kritiska parametrar inte är desamma.

Förbrukningen av GAK beräknades på att hela filtret byts efter 30 000 bäddvolymen. Det flöde som gått igenom filtret, det vill säga som inte förbiletts, summerades i bäddvolymen per år. Därefter beräknades tiden till filterbyte, förutsatt att hela filtret byts på en gång, vilket är en förenkling då filtret i rimliga fall skulle vara uppdelat i flera små filter och kunna bytas efter hand. Med hjälp av tid till byte och multiplicerat med volymen för varje dimensionerat filter kunde förbrukningen GAK beräknas. Vidare kunde flödet genom filtret beräknas till ett dygnsmedel EBCT för att kunna se hur kontakttiden varierade över året.

3.2.3 Kombination Ozon + GAK

För kombination av ozon och GAK har beräkningarna som beskrivs för Ozon och GAK använts men med andra värden på parametrarna. Från Envidans (2024) rapport framkommer det att om man kombinerar reningsmetoderna kan man förändra många av de styrande parametrarna. Ozondosen föreslås vara mellan 0,2–0,4 g O₃/g DOC och uppehållstiden i tanken ner mot 5 minuter vid maxflöde. För GAK-filtret menar Envidan att ytbelastningen vara mellan 5–15 m/h, också vid maxflöde. Antal bäddvolymen som filtret klarar estimeras till ungefär 40 000. Med de nya värdena kunde vi sedan beräkna dimensionering, förbrukning och uppehållstid/kontakt-tid för det kombinerade scenariot. Huruvida kombinationseffekter påverkar förbrukningen och reningsresultat har dessvärre inte lyckats implementeras på ett trovärdigt sätt i modellen.

3.3 Output

3.3.1 Storlek ozon

Storleken av ozonbassängen dimensionerades baserat på två delar. Den första ett dimensionerande flöde, vilket sattes till percentilflödena och biologisk kapacitet. Den andra delen var HRT, 10 minuter för enbart ozon, respektive 5 minuter för kombinerade fallet (Envidan, 2024). Efter enhetsomvandlingar kunde en volym i kubikmeter för respektive dimensionerande flöde beräknas. För att slutligen kunna jämföras mellan verken normerades storleken till per PE_{be}. Resultaten presenteras i stapeldiagram för att kunna urskilja trender både inom respektive ARV och mellan olika ARV.

3.3.2 Storlek GAK

De tre huvudkomponenter för storleken, eller volymen, för GAK filtren var (1) dimensionerande flöde, (2) ytbelastning och (3) filterdjup. Dimensionerande flödet var likt ozon percentilflöden och biologisk kapacitet. Ytbelastning sattes till 6 m/h och filterdjupet till 2 m, vilket är i enlighet med rimliga värden (Edefell, 2024). För att slutligen kunna jämföras mellan verken normerades storleken till per PE_{be} . Resultaten presenteras i stapeldiagram för att kunna urskilja trender både inom respektive ARV och mellan olika ARV.

3.3.3 Förbrukning ozon

Förbrukningen av ozon beräknades först genom dygnsmedelvärden från 2024 års flöden och ozondos styrd på DOC enligt scenariot ozon (4.2.1). Därefter ett medelvärde av alla dygns genomsnittliga ozonförbrukning. För att fånga variationen mellan dagarna inkluderades felstaplar i stapeldiagrammet. Felstaplar tar maxvärdet subtraherat med medelvärdet för den positiva delen och medelvärdet subtraherat med minvärdet för den negativa delen. Slutligen normerades ozonförbrukningen till per PE_{be} för att lättare kunna jämföra mellan verken. Outputen för det kombinerade scenariot presenteras på samma sätt som för enbart ozon.

3.3.4 Förbrukning GAK

Till skillnad från ozon är förbrukningen av GAK inte kontinuerlig utan diskret, det vill säga att förbrukningen sker enbart vid byte. Därför valde vi att uttrycka förbrukningen på årsbasis och beräkna fram hur många bäddvolymen som förbrukats per år enligt scenariot med GAK (4.2.2). Efter 30 000 bäddvolymen rekommenderas filtret att bytas (Wunderlin & Bitterwolf, 2025). Hur mycket volym GAK som byts beror på vilket percentilflöden eller biologisk kapacitet som filtret dimensioneras efter. Slutligen kunde förbrukningen normeras efter både PB_{be} och med enhetsomvandlingar för att få ett jämförbart resultat. I fallet för förbrukningen i kombinerat verk gjordes samma procedur som för enbart GAK, det som beskrivs ovan.

3.3.5 Förbiledning

För att få en uppfattning kring hur väl dimensionering baserat på percentilflöden och biologisk kapacitet klarar av flödet summerades det flöde som genomgått anläggningen. Därefter subtraherades den årssumman med summan av det totala flödet för året och en förbiledad volym på årsbasis kunde beräknas. Denna princip kan användas i alla scenarierna och efter normering jämfördes förbiledade volymen i ett stapeldiagram för ozon respektive GAK.

3.3.6 Kostnader

Att ge en utförlig kostnadsberäkning för varje enskilt verk kräver mer arbete, i stället har vi gjort en beräkning på kostnaderna för varje verk per PE_{be} som kan jämföras med våra dimensioneringar per PE_{be} för att se hur väl kostnader stämmer överens med vår beräknade storlek på reningstegen. Till detta valdes modell 1 då den baseras på 6 byggda fullskaleanläggningar i Sverige och har låg spridning mellan datapunkterna. Modellen beskrivs mer utförligt i kostnadsmodeller (2.5).

3.4 Användandet av generativ artificiell intelligens

Under arbetets gång har artificiell intelligens använts för att finna specifika källor, formatera källhänvisningar i rapporten, för formelbehandling i Excel och i ett fall sammanställa en rapport med många kostnadstabeller till en Excel-fil. Texten och analyserna i arbetet är uteslutande producerade av författarna själva.

4 ARV använda i studien

I denna studie har fem ARV legat till grund för undersökningen. Verken har olika storlekar och geografisk spridning i syfte att ge en mer representativ bild av Sverige och göra jämförelser i olika flöden. I Figur 4.1 nedan kan avloppsreningsverkens platser ses och de beskrivs mer i detalj under respektive underrubrik.



Figur 4.1. Karta med utmarkerade ARV (Lantmäteriet – Min karta, 2026)

I de modelleringar som gjorts i arbetet har 2024 års dygnsmedelflöde från ARV i studien använts. Det beror på att 2024 är det senaste året där det finns mätvärden för alla ARV i arbetet. Under de separata rubrikerna för de olika verken kommer dygnsmedelflödet från år 2024 att

jämföras med de andra åren där data fanns tillgänglig för att se ifall år 2024 förhåller sig lik de andra åren.

Vidare kan en sammanställning av verkens storlek ses i tabell 4.1. Antal personekvivalenter är baserade på Olsson Hanssons (2025) beräkningar där hon med hjälp av data på mängd fosfor i inkommande flöde har estimerat jämförbara tal i termer av antal personer som belastar samma verk som vi undersöker.

Tabell 4.1. Använda ARV i studien i korthet.

ARV	Ort	Antal personer	Antal PE _{be}	Kapacitet för biosteg [m ³ /h]	Kapacitet för biosteg [l/d/PE _{be}]
Smedjeholm	Falkenberg	42 918	72 800	1 000	330
Kalmar	Kalmar	66 950	77 300	917	285
Käppala	Stockholm	577 000	508 000	18 000	850
Henriksdal	Stockholm	752 700	799 000	36 000	1 081
Rya	Göteborg	824 490	865 000	30 600	849

I tabell 4.1 kan vi se hur antalet beräknade personekvivalenter till respektive ARV förändras kontra antalet anslutna. Smedjeholm sticker ut med en procentuellt stor förändring, närmare en 70-procentig ökning av PE. PE_{be} spelar sedan stor roll in i normeringen av kapaciteten för biosteg, vilket i sin tur har en avgörande roll i resultaten av biologisk dimensionering. Däremot kvarstår det intressanta faktumet att normeringen skiljer sig ganska mycket mellan stora och små verk. I fallet med Kalmar skulle den låga kapaciteten kunna ha sin orsak i bräddning i ledningsnätet, vilket då renderar i lika stora flödestoppar. I fallet för Smedjeholm skulle det kunna bero på att verket, i verkligheten, omhänder stora mängder industrivatten, vilket vi har försökt kompensera bort.

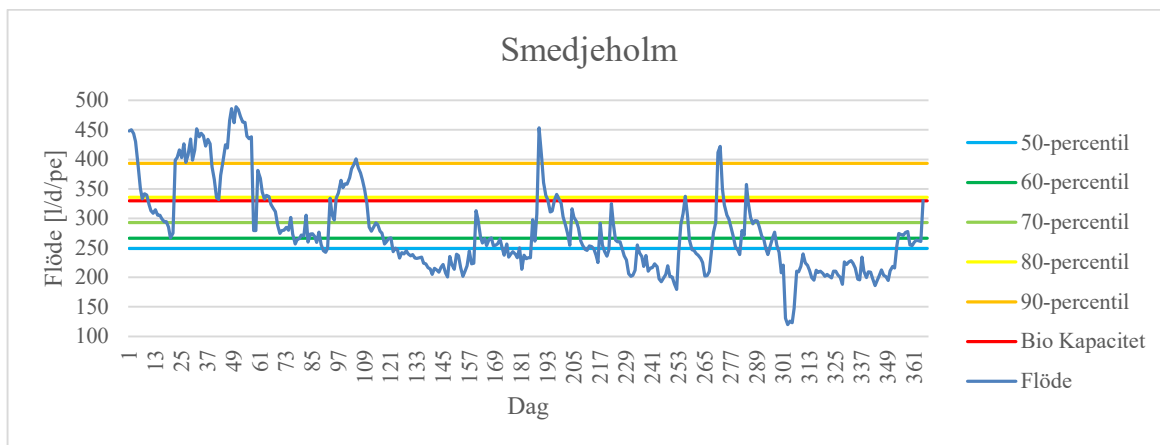
4.1 Smedjeholm

Avloppsreningsverket Smedjeholm är lokaliserat i Falkenberg på västkusten. Det ägs av Vatten & Miljö i Väst, förkortat Vivab, som totalt sett har hand om 20 andra reningsverk i området (Vivab, 2026). Verket driftsattes årsskiftet 1966/1967. Enligt en intervju utförd av Olsson Hansson (2025) har vatten som kommer från hushåll och vatten från industrier olika inlopp i reningsverket för att kunna analyseras separat och få delvis olika behandlingar. Vatten från hushåll genomgår galler, sandfång, primär sedimentering, biologisk rening med aktivslam, mellansedimentering och kemisk rening. Det vatten som kommer från industrierna går genom en SBR (Sequencing Batch Reactor) innan det blandas med resterande vatten i det kemiska steget. Från intervjun framgår det att industriellt vatten utgör ungefär 15% av det inkommande vattnet till verket. Olsson Hansson berättar vidare att de största industrierna i närheten är livsmedelsindustri av olika slag.

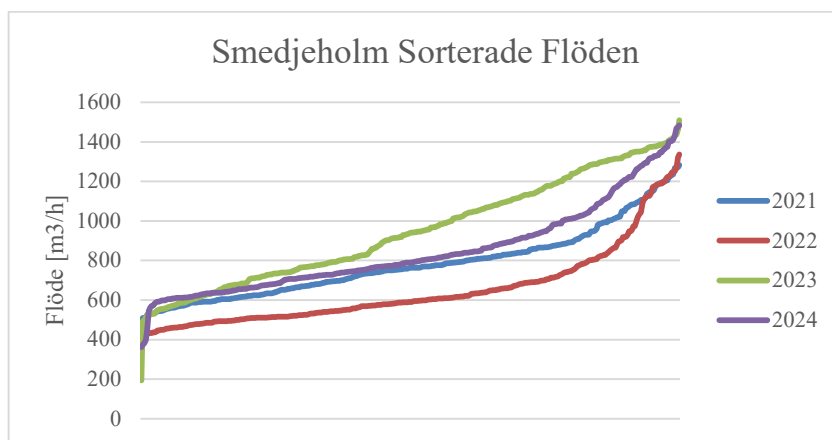
När flödet för hushållsvatten överstiger 1000 m³/h förbiledar man det biologiska steget direkt till det kemiska steget. Över 1600 m³/h förbileds både hushållsvatten och industriellt vatten

efter försedimenteringen till recipienten och över 2100 m³/h förbileds överskjutande vatten även försedimentationen.

Inflödet år 2024 för Smedjeholms avloppsreningsverk kan ses i figur 4.2.



Figur 4.2. Inflödet för Smedjeholms ARV där 50–90-percentilerna är plottade tillsammans med kapaciteten för det biologiska reningssteget (Bio Kapacitet).



Figur 4.3. Inflödet för Smedjeholm ARV där värdena är sorterade från minst till störst.

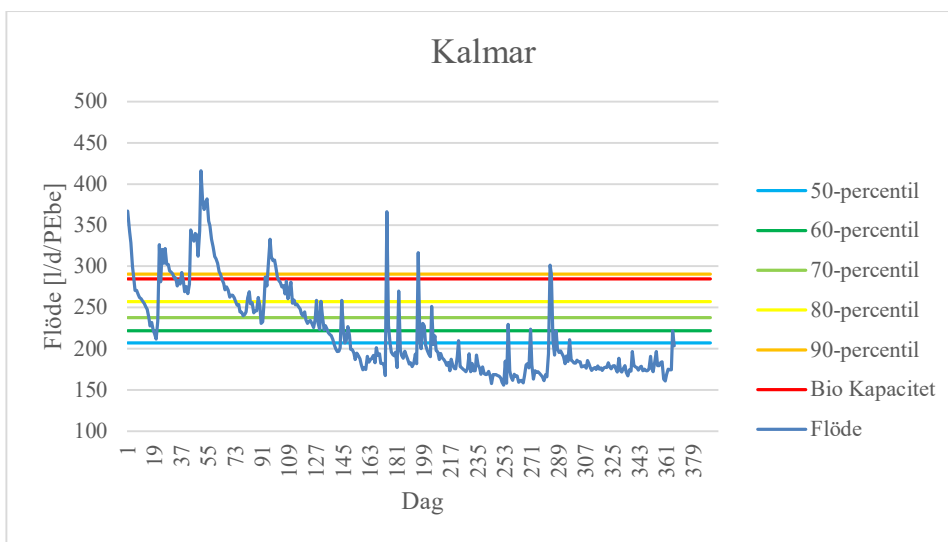
Figur 4.3 visar att det har varit ganska varierande flödesmängder mellan åren 2021 och 2024, men 2024 års data kan ses förhålla sig mellan de åren med höga respektive låga flödesmängder.

4.2 Kalmar

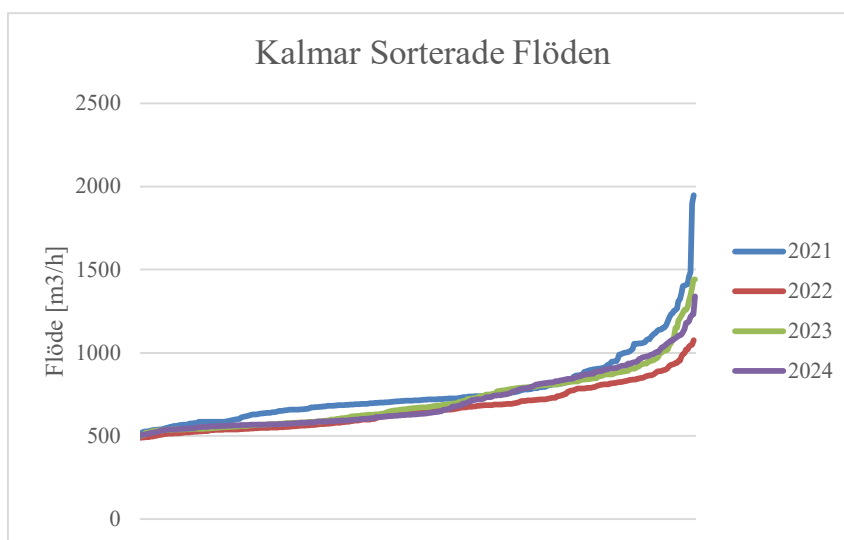
Kalmar Vatten (2026a) är ansvarig för Kalmars avloppsreningsverk som byggdes 1963 och sedan dess har expanderat stegvis. Vidare har Kalmar Vatten, på grund av dyra renoveringskostnader för det befintliga verket, i stället satsat på att konstruera det nya Kalmarsundsverket som ska börja driftsättas under 2026 med målet att vara färdigställt under 2027. Kalmar Vatten menar att det nya verket byggs för att kunna möta dagens och framtidens behov av vattenrening. Efter rening släpps vattnet ut i Kalmarsund (Kalmar Vatten, 2026b).

Efter vår mejlkontakt med Kalmar ARV (2026) framkommer det att dimensionerande flöde för hela verket är 22 000 m³/d, vilket vi har använt som biologisk kapacitet. Från Olsson Hanssons (2025) intervju på Kalmar avloppsreningsverk framgår det att man vet att flödesmätarna nådde sin gräns på 51 100 m³/d, vid extremt högt inflöde men att det egentliga flödet antagligen var högre. Därmed råder en viss osäkerhet kring kapaciteten och förbiledning skall inte ses som en indikation på att bräddning har skett. I sådant fall hänvisar vi till miljörapporten.

Inflödet år 2024 för Kalmars avloppsreningsverk kan ses i figur 4.4. En möjlig anledning till att Kalmar ser ut att sakna stora flödestoppar är att bräddning sker främst i ledningsnätet i stället för på verket.



Figur 4.4. Inflödet för Kalmars ARV där 50–90-percentilerna är plottade tillsammans med kapaciteten för det biologiska reningssteget (Bio Kapacitet).



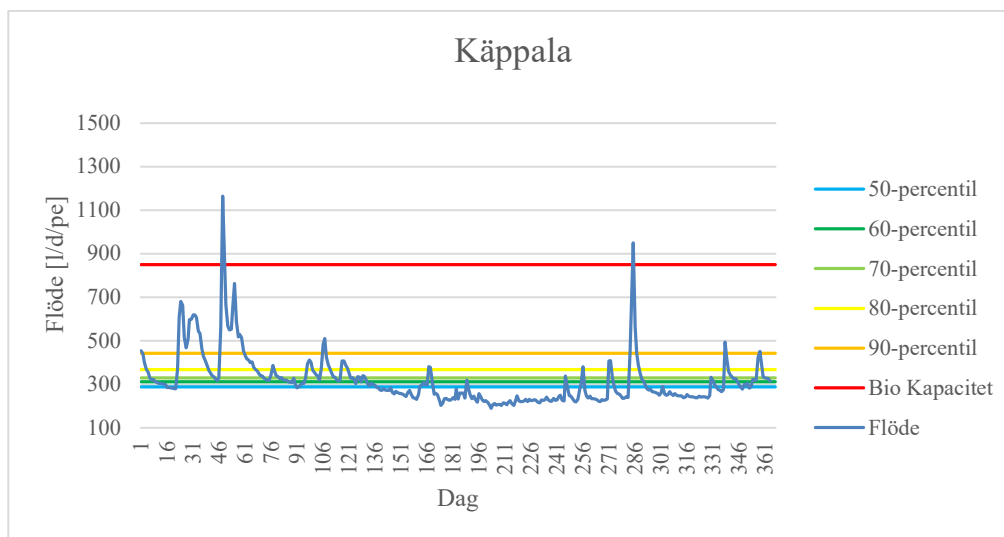
Figur 4.5. Inflödet för Kalmars ARV där värdena är sorterade från minst till störst.

I figur 4.5 ovan ges en beskrivning av hur 2024 års data förhåller sig till de andra åren. Det vill säga om den avvikit mycket från andra år hade det givit en missvisande bild för beräknad belastning på verket. I detta fall anses 2024 års data förhålla sig nära de andra åren och därmed vara lämpligt att använda i beräkningar.

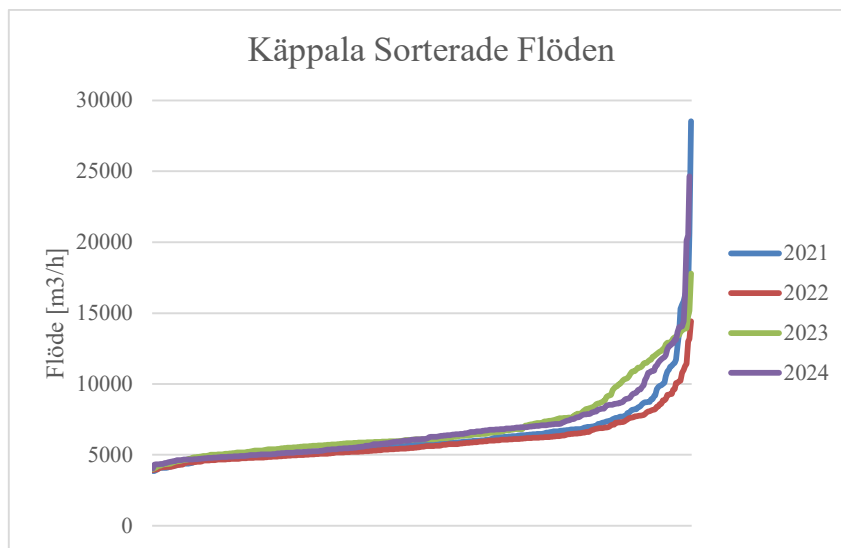
4.3 Käppala

Käppalaverket ligger i Stockholmsområdet, närmare bestämt på Lidingö, och drivs av Käppalaförbundet. Käppalaförbundet ägs av 11 kommuner och renar vattnet för över en halv miljon människor. Förbundet bildades 1957 och Käppalaverket har varit i drift sedan 1967. Närmare 40% av vattnet som renas i Käppalaverket är tillskottsvatten, men ändå kan verket stoltsera med få bräddningar. Förklaringen till detta tros vara den stora tunnel där avloppsvattnet kan ansamlas, vilket fördelar ut intensiva flöden. Även verkets stora kapacitet, där flertalet parallella linjer kan rena även under pågående underhållsarbete, tillsammans med en högflödesrening med stor kapacitet hjälper mot bräddning. Högflödesreningen består av ett kemiskt steg av typen Actiflo som består av kemisk fällning med hjälp av mikrosand och lamell-sedimentering (Olsson Hansson, 2025). Det renade vattnet släpps ut i Östersjön.

Vidare driver verket nu ett projekt Käppala 3.0 där reningsprocessen av fosfor, kväve och biologiskt material ska uppgraderas. Dessutom ska kapacitet ökas för att möta framtidens ökade invånarantal. Slutligen omfattar projektet även förberedelser för kvartär rening (Käppala, 2026). Inflödet år 2024 för Käppalas avloppsreningsverk kan ses i figur 4.6.



Figur 4.6. Inflödet för Käppalas ARV där 50–90-percentilerna är plottade tillsammans med kapaciteten för det biologiska reningssteget (Bio Kapacitet).



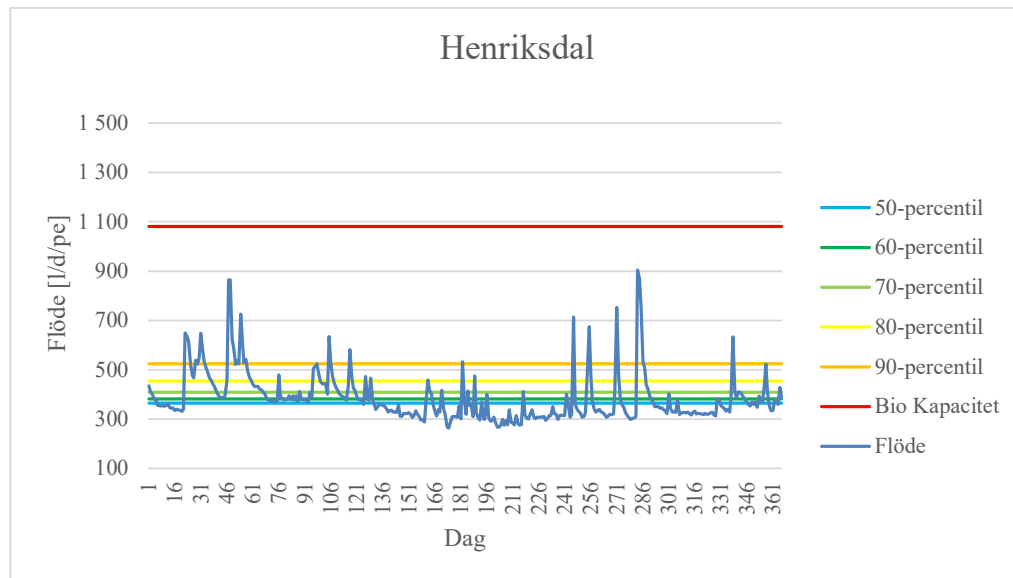
Figur 4.7. Inflödet för Käppala ARV där värdena är sorterade från minst till störst.

I både figur 4.6 och 4.7 kan flödestoppar tydligt urskiljas och ett basflöde som är betydligt lägre. I figur 4.7 framgår det att år 2024 förhåller sig väl till de andra åren.

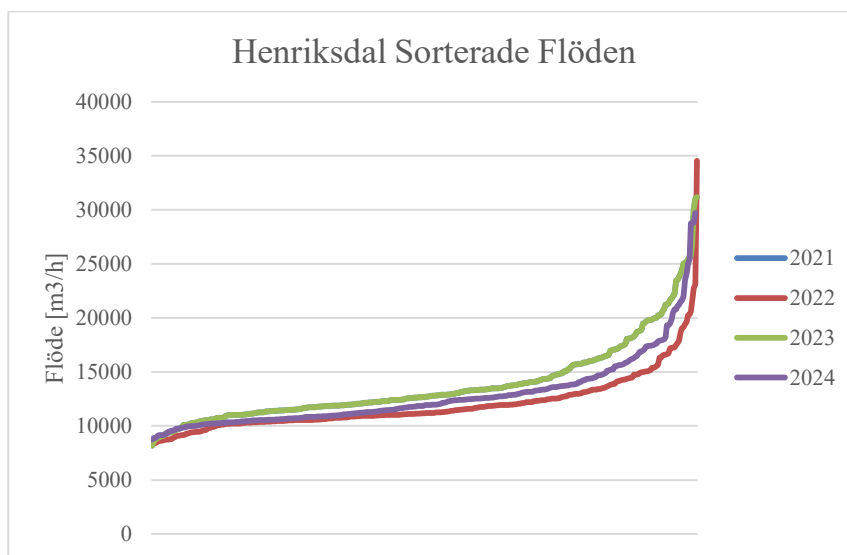
4.4 Henriksdal

Stockholms Vatten och Avfall (SVOA) är ansvariga för Henriksdals reningsverk där avloppsvattnet från cirka 780 000 människor renas. Vidare är SVOA Sveriges största vatten- och avfallsbolag och driver utöver Henriksdalsverket även Bromma reningsverk. Bolaget ägs nästan uteslutande av Stockholm stad, men även till del av Huddinge kommun. Verket ligger under mark, insprängt i berg, och invigdes 1941 (SVOA, 2026). Efter invigningen har verket byggts ut i etapper och fortsätter att moderniseras då membranfilterteknik införs. Tekniken uppskattas av SVOA (2026) kunna mer än dubblera kapaciteten för rening och dessutom få vattnet renare. Det renade avloppsvattnet släpps ut i Saltsjön innan det senare hamnar i Östersjön.

Inflödet år 2024 för Henriksdals avloppsreningsverk kan ses i figur 4.8.



Figur 4.8. Inflödet för Henriksdals ARV där 50–90-percentilerna är plottade tillsammans med kapaciteten för det biologiska reningssteget (Bio Kapacitet).



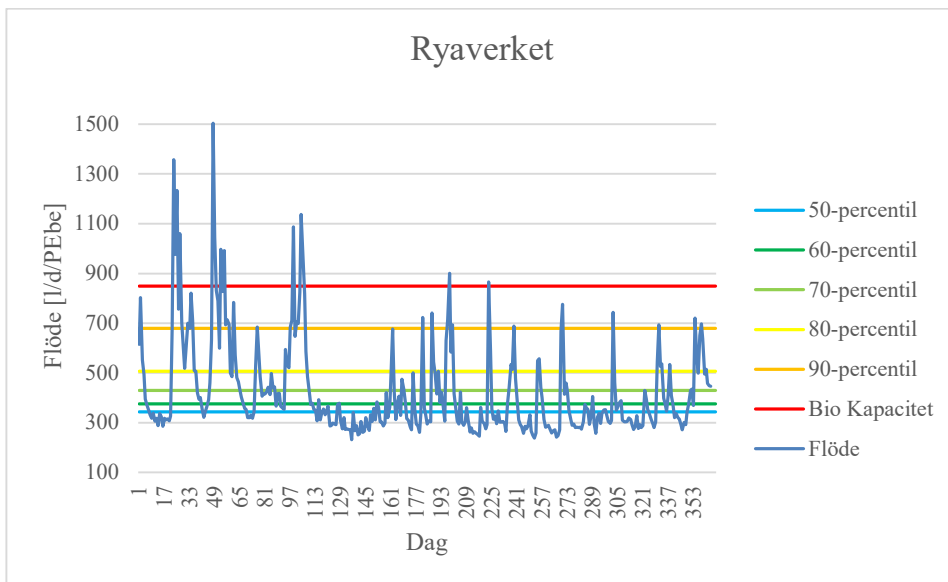
Figur 4.9. Inflödet för Henriksdal ARV där värdena är sorterade från minst till störst.

Sett till figur 4.9 kan det konstateras att spridningen mellan åren har varit jämn och att 2024 års data förhåller sig väl till data från årsintervallet 2021–2023.

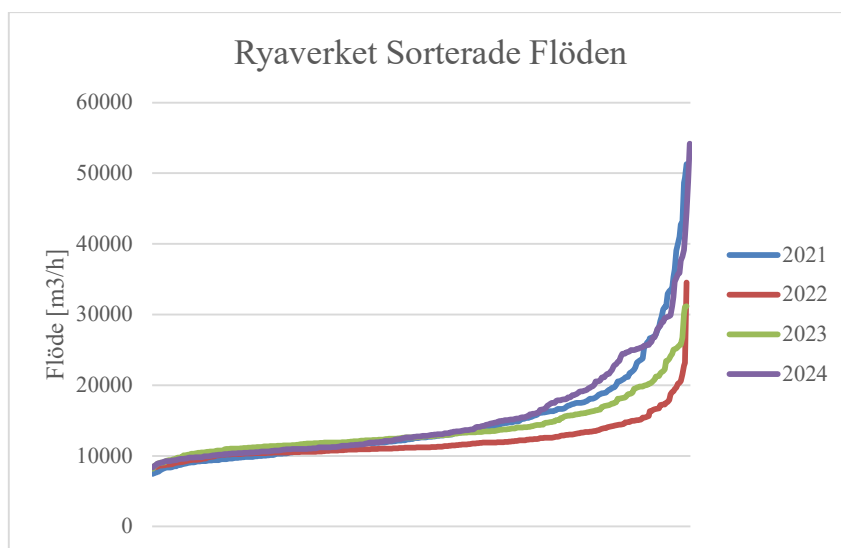
4.5 Ryaverket

Ryaverket ligger i Göteborg och drifas av Gryaab som är ett kommunägt företag, där åtta kommuner är delägare. Verket behandlar avloppsvatten från sju av dessa kommuner, Göteborg, Ale, Härryda, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille. Den åttonde kommunen, vars avloppsvatten ej behandlas på Ryaverket, är Bollebygd. Verket har varit i drift från 1972 och än idag sker utbyggnader, vilket är behövligt för en tillväxande region (Gryaab, 2026). Recipienten är Göta

älv som sedan mynnar i Kattegatt och även bräddade flöden leds till Göta älv. Inflödet år 2024 för Ryaverkets avloppsreningsverk kan ses i figur 4.10. Det finns en separat kemisk högflödesrening som kan rena överskjutande vatten upp till en högre kapacitet.



Figur 4.10. Inflödet för Ryaverket där 50–90-percentilerna är plottade tillsammans med kapaciteten för det biologiska reningssteget (Bio Kapacitet).



Figur 4.11. Inflödet för Ryaverkets ARV där värdena är sorterade från minst till störst.

2024 års flöden förhåller sig i det högre laget jämfört med de andra åren. De högre flödena är där flödesmönstret skiljer sig mest mellan åren. Trots det ser vi inte att flödet år 2024 skiljer sig för mycket från de andra åren.

5 Resultat och diskussion

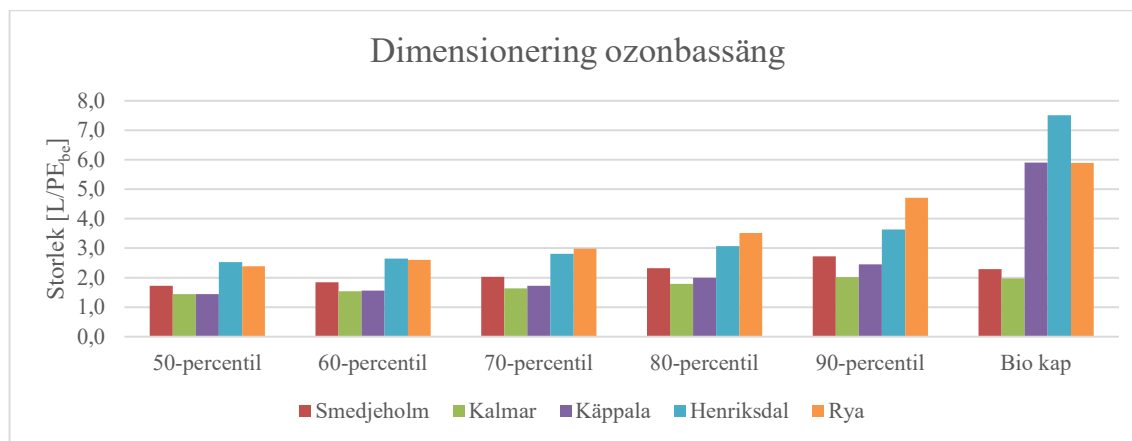
Resultaten kommer att presenteras utifrån output från scenarierna, det vill säga ozon, GAK och kombination. Till resultatdelen kommer även diskussionen att föras, och när diskussionen förs längre än enbart output/scenario, ges en egen underrubrik. Till varje scenario kommer dimensionering, resursförbrukning och uppehållstid eller kontakttid att presenteras med figurer och kompletterande text.

5.1 Ozon

I resultaten om ozonering visar vi först hur olika flödespercentiler kan användas för att dimensionera ozoneringsbassänger. Därefter visas resultat kring ozonförbrukningen och slutligen förs ett längre resonemang, med stöd av många grafer, kring förbiledning och uppehållstider. Parallellt med resultaten för en diskussion.

5.1.1 Ozon dimensionering

I figur 5.1 går det att se hur den nödvändiga volymen för ett ozoneringssteg skiljer sig mellan de olika dimensioneringsscenarierna.

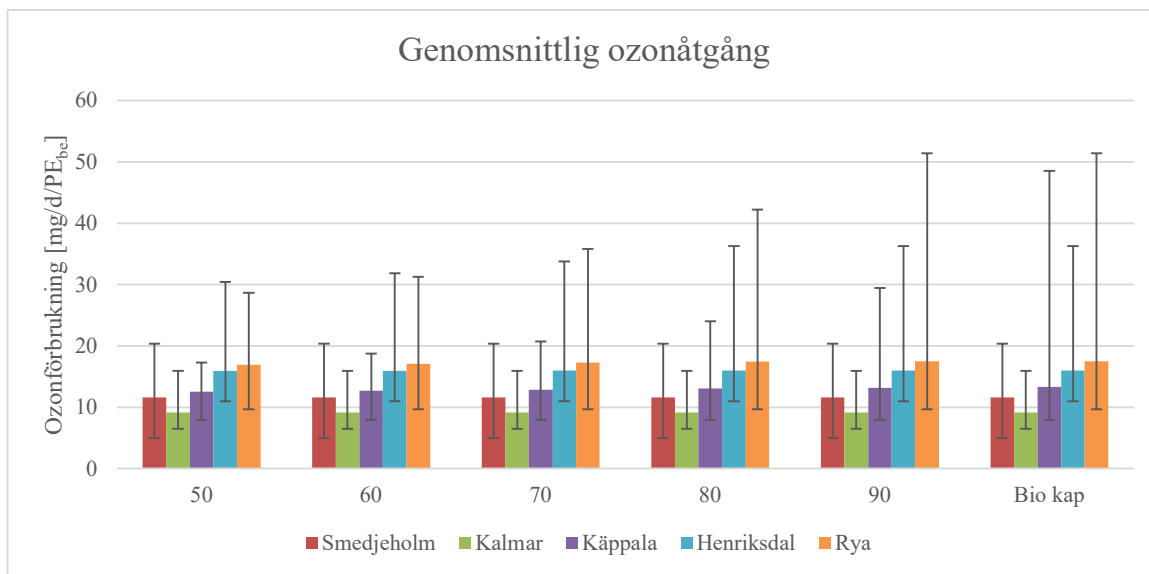


Figur 5.1. Dimensionering av ozonbassäng för olika flödespercentiler vid respektive ARV

För de undersökta verken ökar volymen beroende på hur högt flöde som dimensionerats för, definierat som percentil av flödena till reningsverket. Störst blir anläggningen om man dimensionerar utefter det biologiska steget, undantaget Smedjeholm där dimensionering efter den 90:e flödespercentilen leder till den högsta volymen per PE_{be} . Noteras bör även att alla verk förhåller sig till varandra på samma sätt mellan de olika percentilflödena förutom Henriksdal och Rya. Ryaverket kräver en större volym per PE_{be} om man dimensionerar utefter den 70:e percentilen eller större. Dock blir dimensioneringen efter biologisk kapacitet större för Henriksdal per PE_{be} .

5.1.2 Ozon förbrukning

Den genomsnittliga ozonåtgången tillsammans med den minsta respektive den maximala ozonåtgången under en dag för flödesdata från år 2024 är presenterad i figur 5.2. Max- och minvärdena är representerade som felstaplar.



Figur 5.2. Normerad ozonåtgång för olika flödespercentiler vid respektive ARV

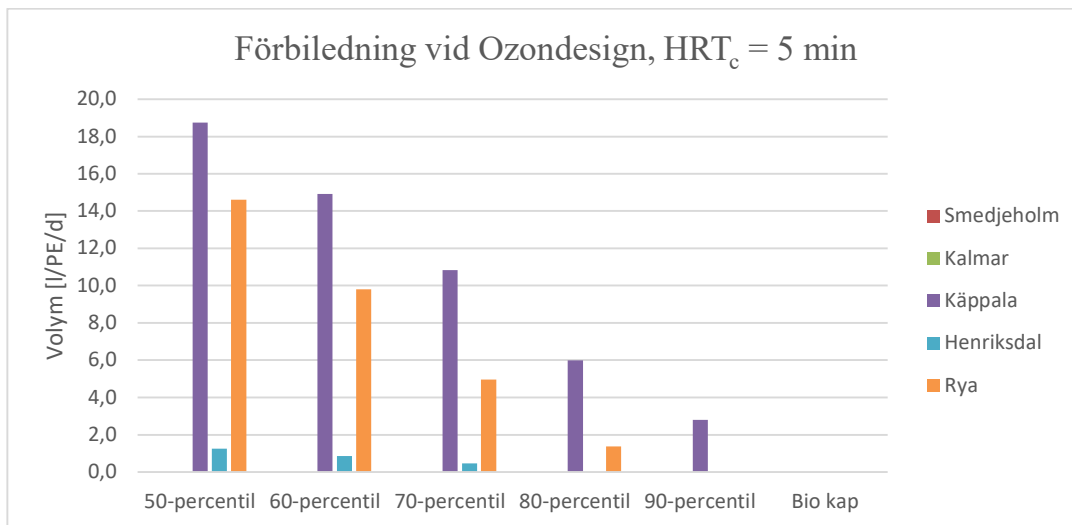
En trend av att den genomsnittliga ozonåtgången är oberoende av hur högt flöde som ozoneringen dimensionerats för går att se i figur 5.2. Eftersom ozondoseringen görs proportionellt mot det inkommande flödet blir förbrukningen den samma förutom när vatten behöver förbiledas. Då förbiledning endast sker under kortare perioder ett fåtal gånger per år blir åtgången ändå relativt utjämnad under året. Detta gäller dock inte för den maximala åtgången där man kan se att den största åtgången som krävs vid en tidpunkt under året varierar kraftigt mellan de olika dimensioneringskraven. Att genomsnittet normerat efter beräknad personekvivalent ändå tycks bli lika för alla verken indikerar att antalet gånger per år verket skulle behöva omhänderta större flöden är få och har på årsbasis minimal påverkan. Detta skulle kunna användas för att argumentera för att dimensionering ut efter biologisk kapacitet är en överdimensionering sett till storlek.

Å andra sidan kan resultatet användas på motsatta håll, då man skulle kunna argumentera för att man inte skulle spara resurser genom att dimensionera efter en flödespercentil. Mycket förenklat kan man säga att OPEX blir detsamma oavsett dimensionering. Huruvida det är helt sant, lämnar vi vidare utredningar. Problemet med att utreda OPEX är att det finns mycket som kan inkluderas och som snabbt blir väldigt platsspecifikt.

Ett annat sätt att minska ozonåtgången är att minska DOC-koncentrationen. I vår modell har samtliga verk getts en konstant DOC-koncentration efter biologisk rening; i verkligheten skulle det sannolikt variera både mellan olika ARV och över tid i samma ARV. Oavsett skall inte värden i figuren tolkas som exakta, utan snarare ses som trender i jämförelser. Med det sagt, i alla fall skulle ozondosen nedgå om den biologiska reningen skulle förbättras på grund av att DOC-koncentrationen in till det kvartära steget minskas. I vår modell hade nedgången blivit linjär då sambandet DOC till ozonförbrukning är direkt proportionellt, det vill säga om DOC skulle halveras skulle även förbrukningen minska med 50 procent. Med detta resonemang kan man argumentera för att pengar avsedda för kvartär rening även skulle kunna användas till tidigare reningssteg och för att ha en mer holistisk syn på reningen då kravet på 80% reduktion gäller över hela verket, inte bara kvartärt reningssteg.

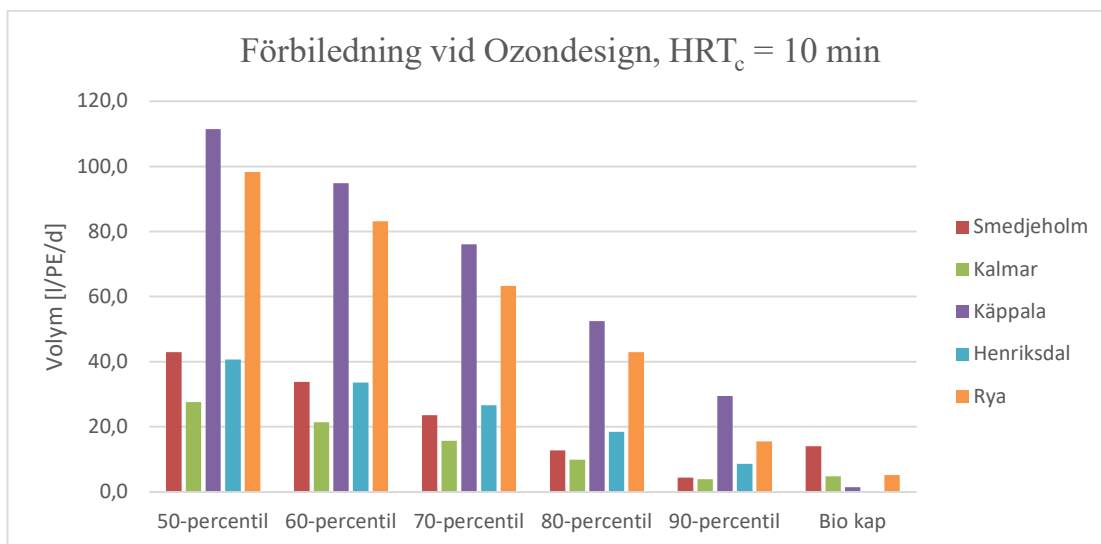
5.1.3 Ozon förbiledning och uppehållstider

Den förbileda volymen för år 2024 har beräknats för de olika dimensioneringarna av ozonstegget och kan ses i figur 5.3.



Figur 5.3. Normerad volymer som förbileds vid olika flödespercentiler för respektive ARV vid en kritisk HRT på 5 minuter.

År 2024 behöver det inte förbiledas något vatten för Smedjeholm eller Kalmar. Henriksdal behöver endast förbileda en relativt liten mängd. Käppala och Ryaverket behöver dock förbileda desto mer. Dimensionerar man utifrån den biologiska kapaciteten klarar samtliga anläggningar att hantera alla dygnsmedelflöden år 2024. Ändrar man kritisk HRT till 10 minuter får man resultatet som går att se i figur 5.4.



Figur 5.4. Normerade volymer som förbileds vid olika flödespercentiler för respektive ARV vid en kritisk HRT på 10 minuter.

Jämfört med figur 5.3 kan man se att mängden som förbileds i figur 5.4 ökar markant för alla verk. Exempelvis ökar Käppalas förbiledning 6- till 10-faldigt mellan percentilerna när man dubblar den kritiska uppehållstiden. Även vid den biologiska kapaciteten syns det att förbiledning sker för alla verk förutom Henriksdal, som dock har störst normerad biologisk kapacitet (se tabell 3.1). Dimensionerar man mindre måste man förbileda mer, vilket är förväntat. Det skulle exempelvis röra sig om att förbileda enstaka procent upp till 10% överskjutande vatten och för de stora verken handlar det om ganska stora volymer totalt sett. Ifall, exempelvis, Ryaverket skulle gå från 1% förbilet till 10% hade det inneburit nästan 33 000 kubikmeter mer vatten i genomsnitt per dag som behöver förbiledas. En mindre dimensionering hade kunnat klara kraven vid torrvädersflöden, men frågan blir ifall man enbart vill fokusera på att uppfylla kraven i EU-direktivet eller även skydda recipienten mer än enligt lagen tillräckligt. Att rena enstaka procent mer har således stor betydelse för dimensioneringen och utsläppen till recipienten.

Som framgick i kapitel 2.1.1 kan man få bra reningsresultat med en HRT_c på 7 minuter (Baresel m.fl., 2017; Ekblad m.fl., 2021). Förbiledning vid $HRT_c = 7$ minuter i modellen jämfört med förbiledning vid $HRT_c = 10$ min visas i tabell 5.1, där kvoten mellan de kritiska scenarierna är uppställd för flödespercentiler och biologisk kapacitet.

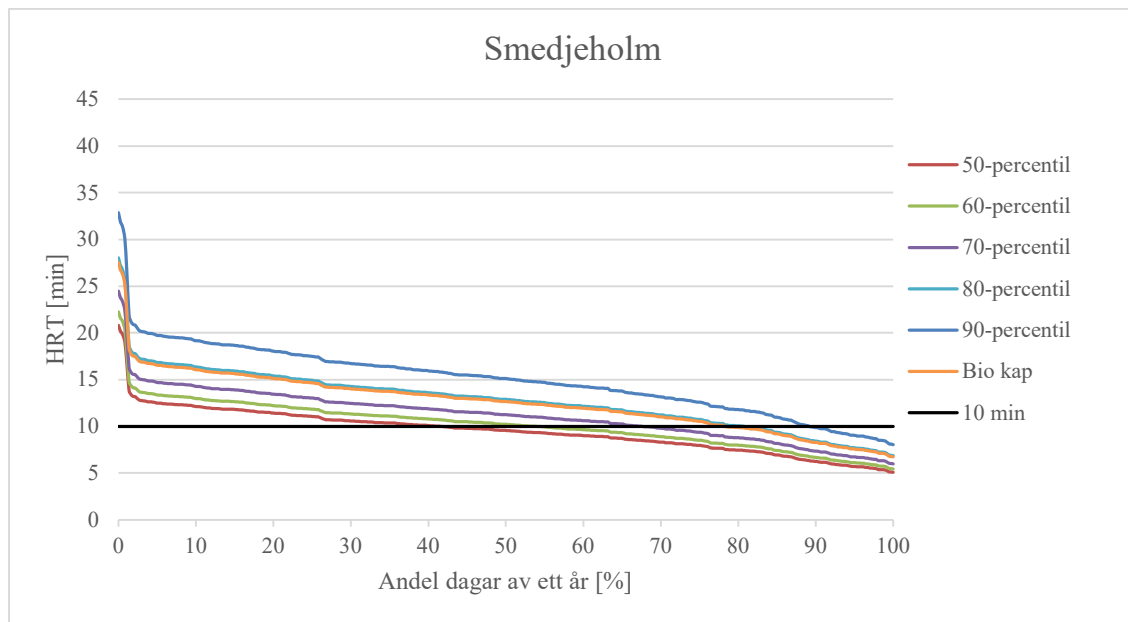
Tabell 5.1. Kvoten mellan det förbiledda flödet över ett år vid $HRT_c = 10$ min och $HRT_c = 7$ min för de olika designscenarierna. "Div/0" innebär att förbiledningen var obefintlig för $HRT_c = 7$ min.

Verk	Kvot vid 50-percentil	Kvot vid 60-percentil	Kvot vid 70-percentil	Kvot vid 80-percentil	Kvot vid 90-percentil	Kvot vid Biologisk kapacitet
Smedje-holm	4,6	5,7	11,0	Div/0	Div/0	Div/0
Kalmar	8,0	12,3	23,6	Div/0	Div/0	Div/0
Käppala	2,3	2,5	2,6	2,7	2,9	Div/0
Henriks-dal	4,6	4,6	4,8	5,7	8,6	Div/0
Ryaver- ket	2,1	2,3	2,6	3,7	7,4	Div/0

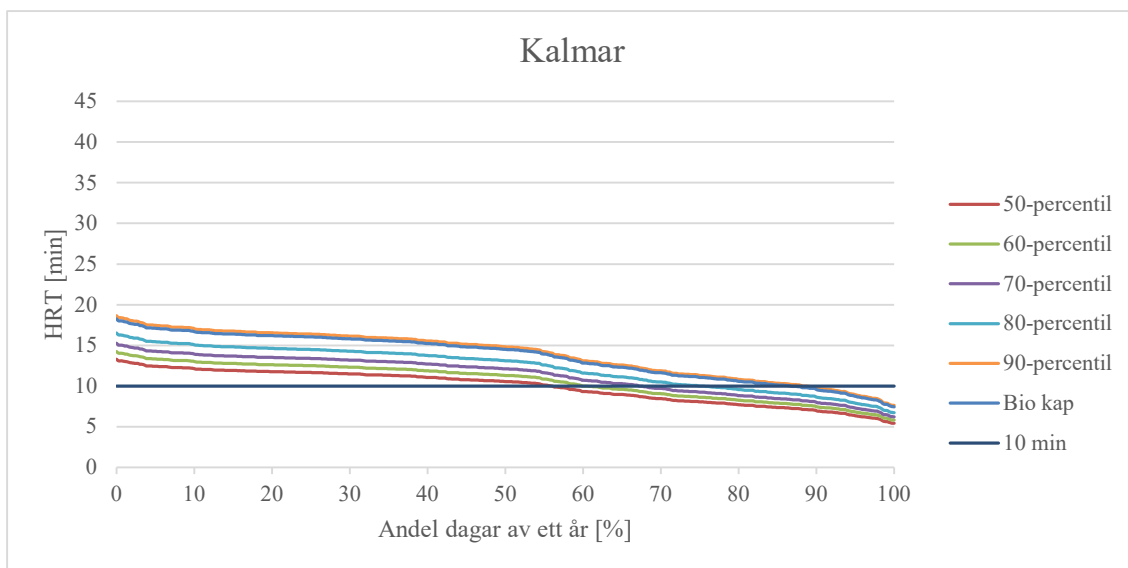
Det blir tydligt att en ökning av HRT_c från 7 till 10 minuter har en stor påverkan på hur mycket vatten man måste förbileda och att det gäller för alla verk. Störst påverkan har det på Kalmar ARV där vi ser att förbiledning vid 10 minuter är 8-faldigt större än vid 7 minuter för 50-percentilsflödet och 23,6 gånger större vid 80-percentilsflödet. Den minsta påverkan av förändring av HRT_c återfinns hos Ryaverket där kvoten är mellan 2,1–7,4 för flödespercentilerna. Ju större dimensionering man gör av reningssteget, desto större påverkan har förändringen av

HRT_c. Man kan med andra ord rena mer vatten eller bygga en mindre anläggning och förbileda samma mängd vatten om man använder en lägre HRT_c som ger en likvärdig reningsgrad.

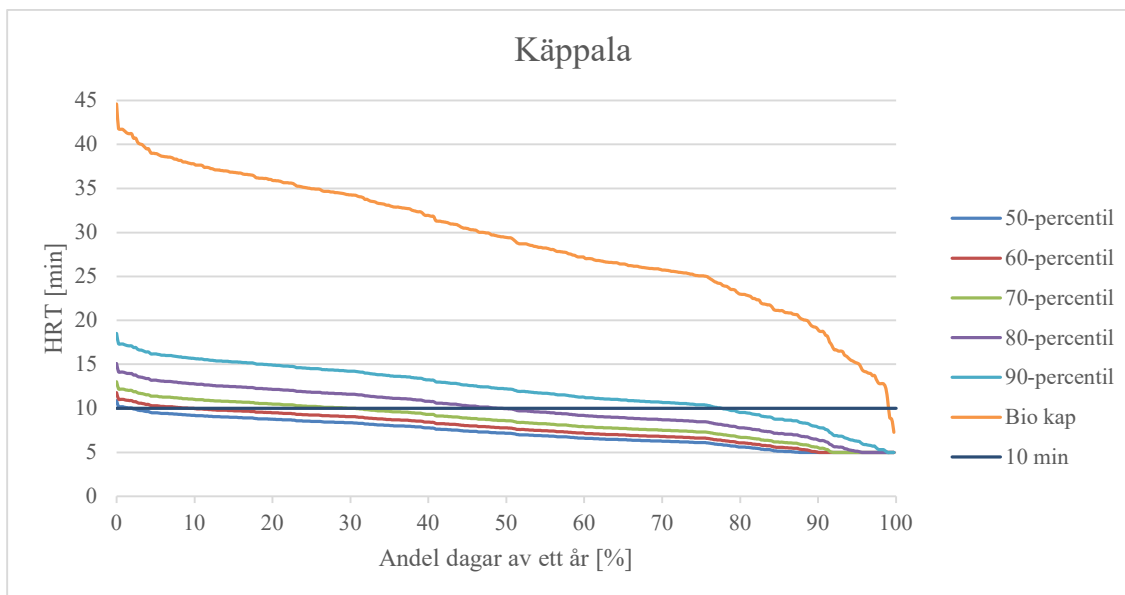
I figur 5.5 a–e kan HRT ses för dygnsmedelflöden från år 2024 för de olika designscenarierna, percentil 50–90 och biologisk kapacitet. HRT är sorterad i storleksordning störst till minst och kan därav användas för att avläsa hur stor andel av årsflödena som klarar en viss HRT. I graferna är HRT = 10 min utritad då 10 minuter anses ge godkänd rening (se kapitel 4.2.1). Följer man den linjen kan man då se hur stor andel av flödena som dimensioneringen klarar att rena till en godkänd nivå. Vidare kan även den kritiska HRT gränsen (5 minuter) i till exempel figur 5.5.c.



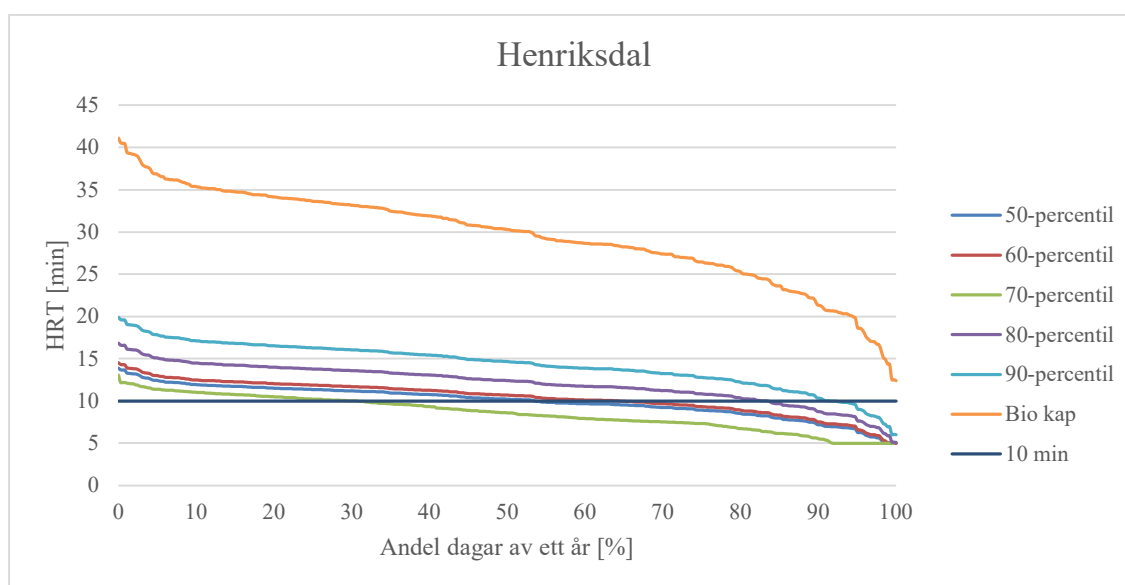
Figur 5.5.a, Sorterad HRT för ett år på Smedjeholms ARV



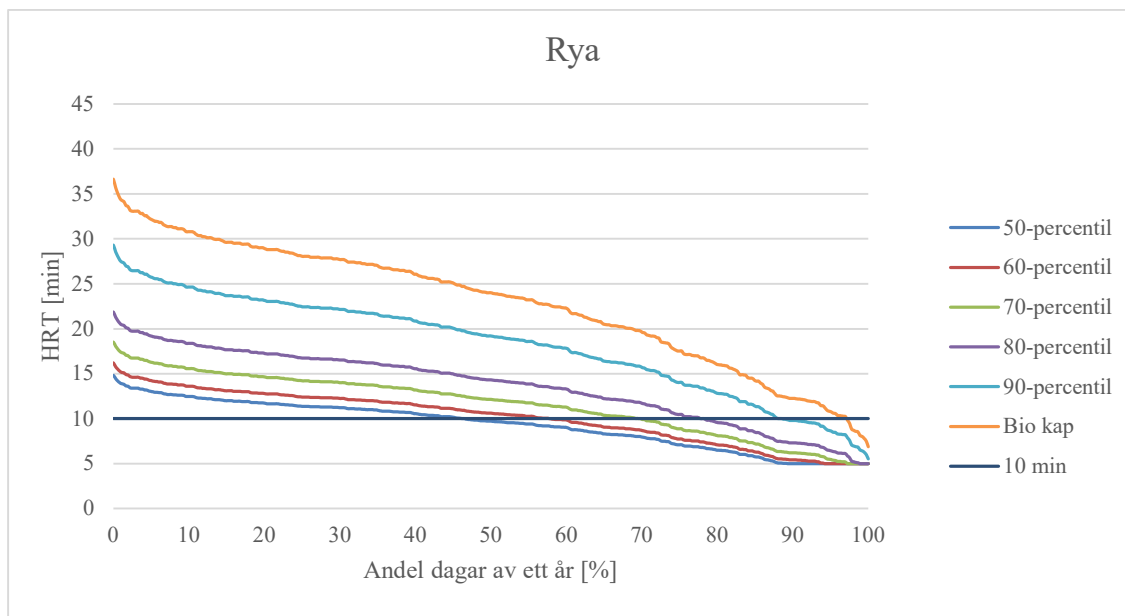
Figur 5.5.b, Sorterad HRT för ett år på Kalmars ARV



Figur 5.5.c, Sorterad HRT för ett år på Käppalas ARV



Figur 5.5.d, Sorterad HRT för ett år på Henriksdals ARV



Figur 5.5.e, Sorterad HRT för ett år på Ryaverket

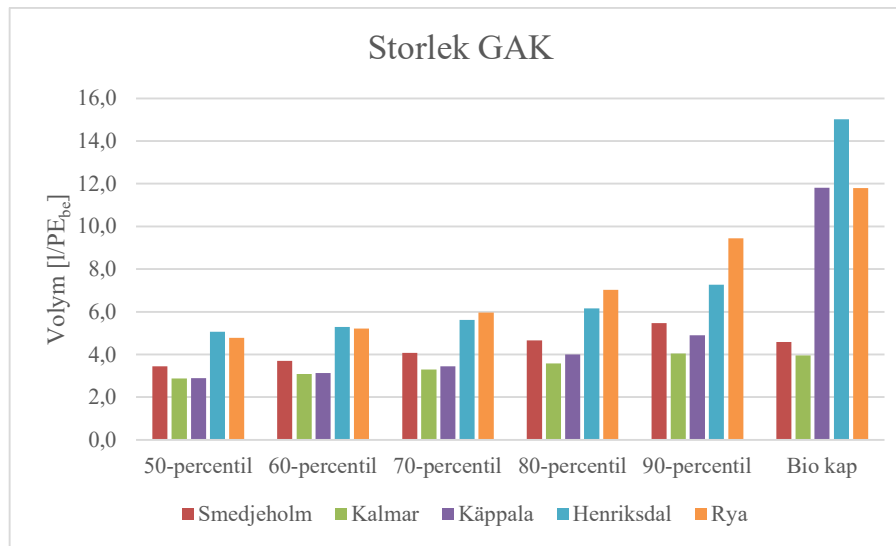
Anledningen till att vi har infört och undersökt förbiledningsgränsen i detalj är att om uppehållstiden skulle vara för kort hinner inte ozonet reagera. Då skulle anläggningen i stället slösa med resurser och vidare är det inte tillåtet att släppa ut ozon då det är toxiskt. Samtidigt är det oönskat att förbileda vatten och därför är det av vikt att optimera processen. Givetvis kommer processen behöva optimeras på varje verk, men resonemanget ovan kring olika kritiska uppehållstider skulle kunna ge en fingervisning kring förhållandet design och förbiledning.

En av de stora nackdelarna med ozonering är dess bildande av transformationsprodukter och biprodukter, vilket ställer krav på efterbehandling. Till exempel behöver man ta hänsyn till ingående koncentrationer av bromid för att undvika bromatbildning. I Schweiz har man satt upp ett gränsvärde för bromidkoncentration för när det anses lämpligt att köra ozonering, eller när det bara ska förbiledas då bromatbildningen anses göra mer skada än nytta (VSA, 2021).

5.2 GAK

5.2.1 GAK dimensionering

Den normerade storleken av GAK-filtret för de olika verken vid olika dimensioneringsscenarier går att se i figur 5.6.

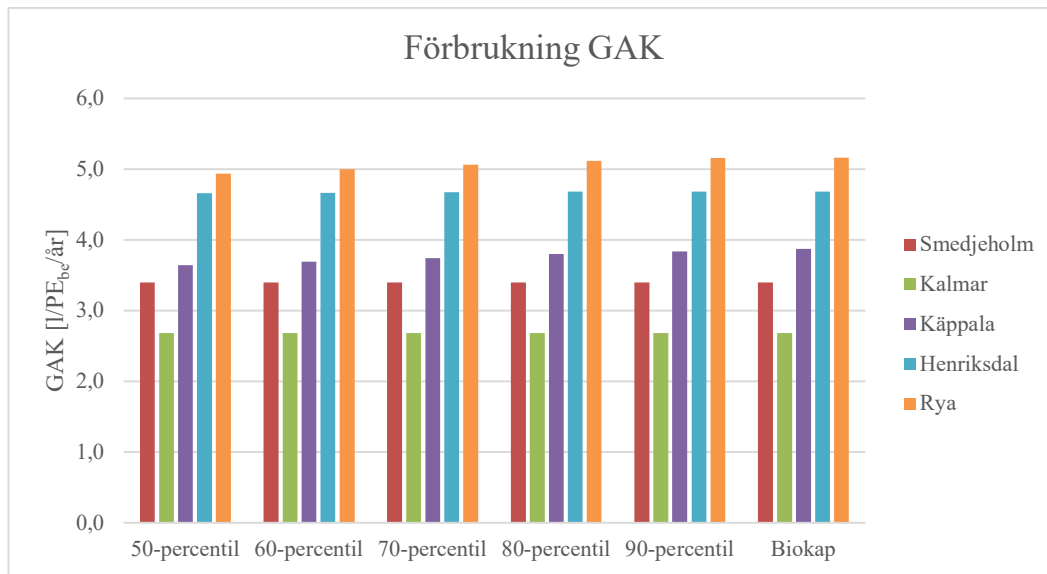


Figur 5.6. Dimensionering av GAK-filter för olika flödespercentiler vid respektive ARV

Med ökande flödespercentil ökar storleken på reningssteget, särskilt påverkade är verk med högre flöden som Rya, Henriksdal och Käppala. Designar man utefter den biologiska kapaciteten blir steget större, jämfört med 90-percentilen, för alla verk utom för Smedjeholm och Kalmar där storleken faktiskt minskar. Ryaverket har för percentil 50 och 60 en mindre volym än Henriksdal per PE_{be} men mellan percentil 70–90 en större normerad volym. Vid den biologiska kapaciteten har Henriksdal störst normerad volym av alla verken. Att dimensionera GAK-filter efter biologisk kapacitet är inte ett orimligt scenario för mindre ARV. Exempelvis har Kiviks ARV dimensionerat sitt GAK-filter efter total kapaciteten på verket (Busck, 2026). Möjligen berodde detta på att det gjordes i ett tidigt stadie, redan innan EU:s reviderade direktiv var på plats, och troligen på grund av att verkets kapacitet endast är 7 500 PE.

5.2.2 GAK förbrukning

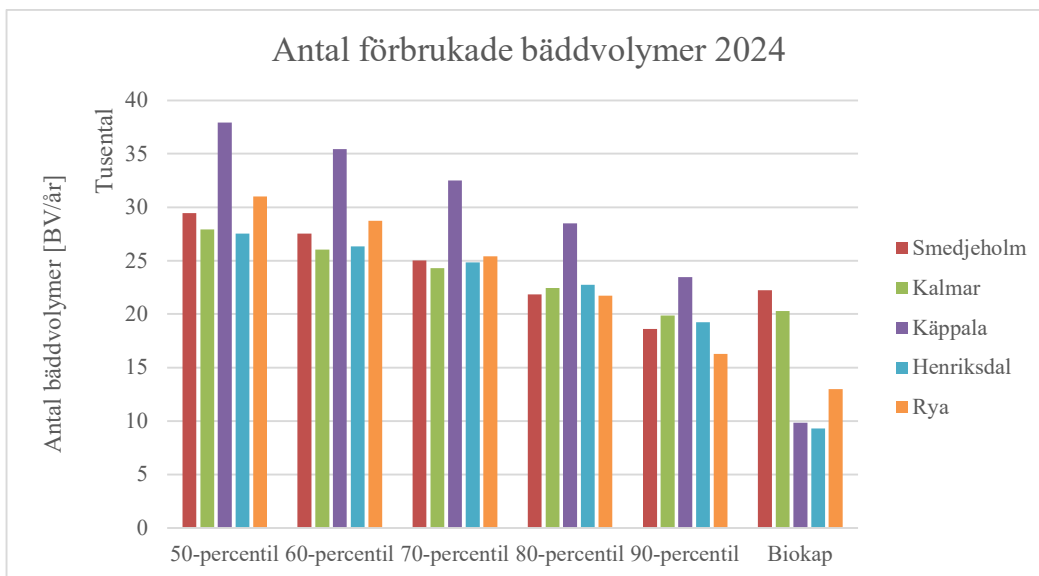
Förbrukningen av GAK har beräknats och resultaten går att återfinna i figur 5.7. Enheten är normerad efter antalet beräknade anslutna personekvivalenter och uttryckt som liter GAK per år.



Figur 5.7. Normerad GAK förbrukning för olika flödespercentiler vid respektive ARV

Den normerade förbrukningen per år förhåller sig nära konstant mellan fall där anläggningen dimensionerats för en viss percentil av flödet till reningsverket respektive för hela den biologiska kapaciteten. En liten ökning går att urskilja desto större filtret är och i fallet där förbiledning också sker, se exempelvis Käppala och Ryaverket, lila respektive orange stapel i figur 5.7. Förbrukningen är beräknad utifrån antalet förbrukade bäddvolym. I vår modell tycks inte bytesgränsen spela någon avgörande roll mellan dimensionering inom samma ARV. Men om bytesgränsen dubblerades till 60 000 bäddvolym kunde förbrukningen halveras på samtliga verk, vilket är positivt om förbrukningen kan hållas låg. Vidare, om GAK-filtret fortfarande levererar godtagbar rening bör ett senare byte övervägas även om bäddvolymerna har passerats.

Vad som tycks ha direkt påverkan på förbrukningen är hur mycket vatten som passerar, och hur mycket som förbileds i stället för genom filtret. I figur 5.8 återspeglas hur antalet förbrukade bäddvolym teoretiskt hade förändrats med designscenariot.



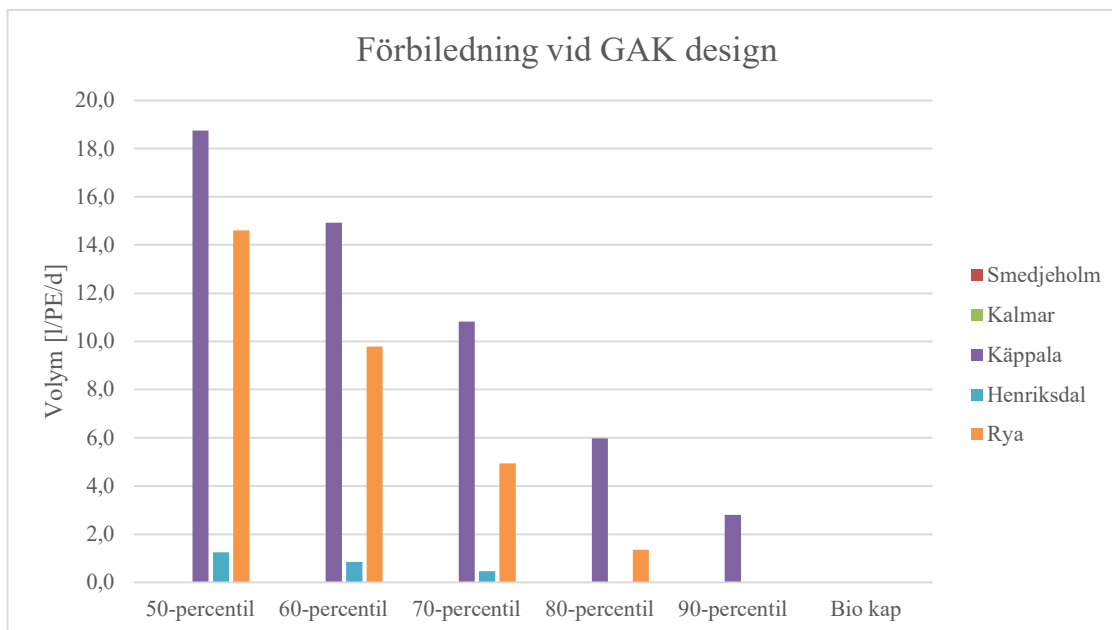
Figur 5.8. Antal förbrukade bäddvolym per år för dimensionering efter percentil 50–90 samt biologisk kapacitet.

Vid större design minskar antal bäddvolym som passerar genom filtret. Vid dimensionering efter 50 percentilen passerar mellan 28 000 och 37 000 bäddvolym alla verk. Käppala sticker ut med att förbruka flest bäddvolym per år när man dimensionerar utifrån alla percentiler, men vid den biologiska kapaciteten går det åt minst bäddvolym för Käppala.

För redundans hade man i verkligheten haft två eller fler GAK-filter för att kunna underhålla ett utan att behöva stoppa driften. Genom att dela upp filtret kan man även öka antalet bäddvolym på en del av filtret medan man har ett annat som har lägre förbrukning. Det kommer att leda till att det ena filtret behöver bytas snabbare samtidigt som det är en mindre volym som behöver bytas, jämfört med ett odelat filter. Eftersom samma mängd vatten passerar filtren oavsett hur man delar upp dem, om man räknar med att man inte förbiledar mer vid uppdelning, kommer antalet bäddvolym bli desamma totalt och således även förbrukningen. Man hade kunnat drifva filtren genom att bara ha i gång ett vid lägre flöden, som nämnt ovan, eller alltid köra allt vatten genom alla filter oavsett hur lite flöde man har genom verket. En längre kontakttid hade möjligen kunnat leda till bättre möjligheter att bygga upp en biofilm i filtret samtidigt som en kortare kontakttid hade kunnat öka tillförseln av näringsämnen. Vi vet tyvärr inte hur olika kontakttidens påverkan ser ut för utvecklingen av biofilm i ett kolfilter, men det skulle vara intressant att se vidare forskning på det.

5.2.3 GAK förbiledningen och kontakttider

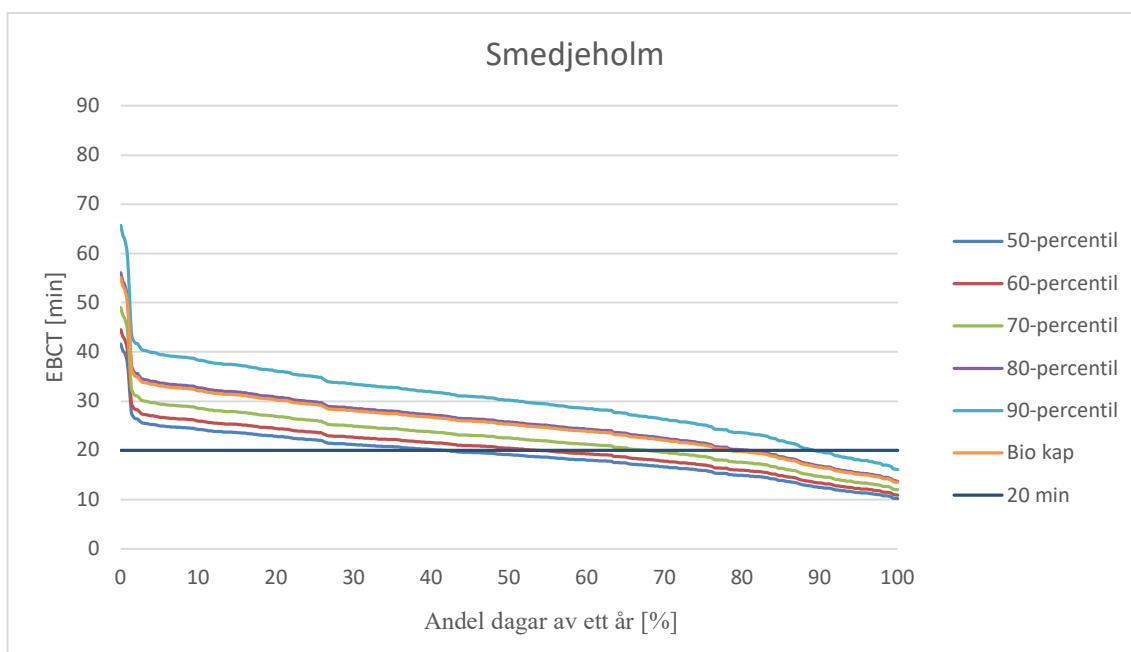
Vid ett kritiskt värde på EBCT kommer vatten att förbiledas i modellen. Mängden förbilet vatten, beroende på designscenario, går att se i figur 5.9.



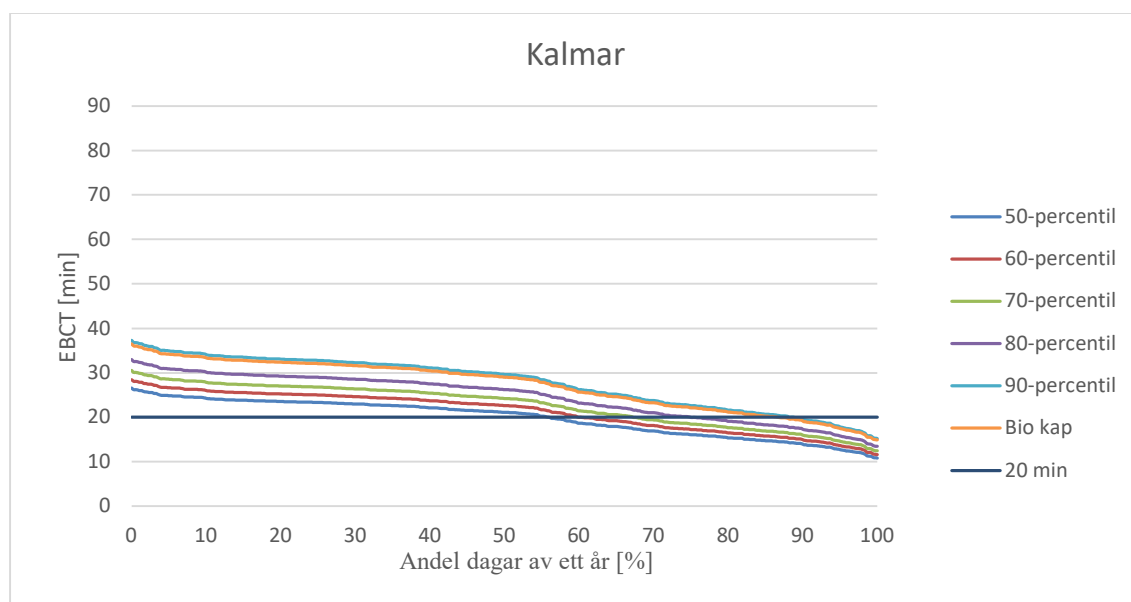
Figur 5.9. Normerade volymer som förbileds GAK-filter vid olika flödespercentiler för respektive ARV

För Smedjeholm och Kalmar behöver inget vatten förbiledas GAK-filtret. Henriksdal förbiledar en mindre volym och enbart för percentil 50–70. Slutligen förbiledar Käppala och Ryaverket mest vatten i modellen men med en tydlig minskning när man ökar reningssteget storlek. Vid dimensionering för hela den biologiska kapaciteten förbiledar inget verk vatten.

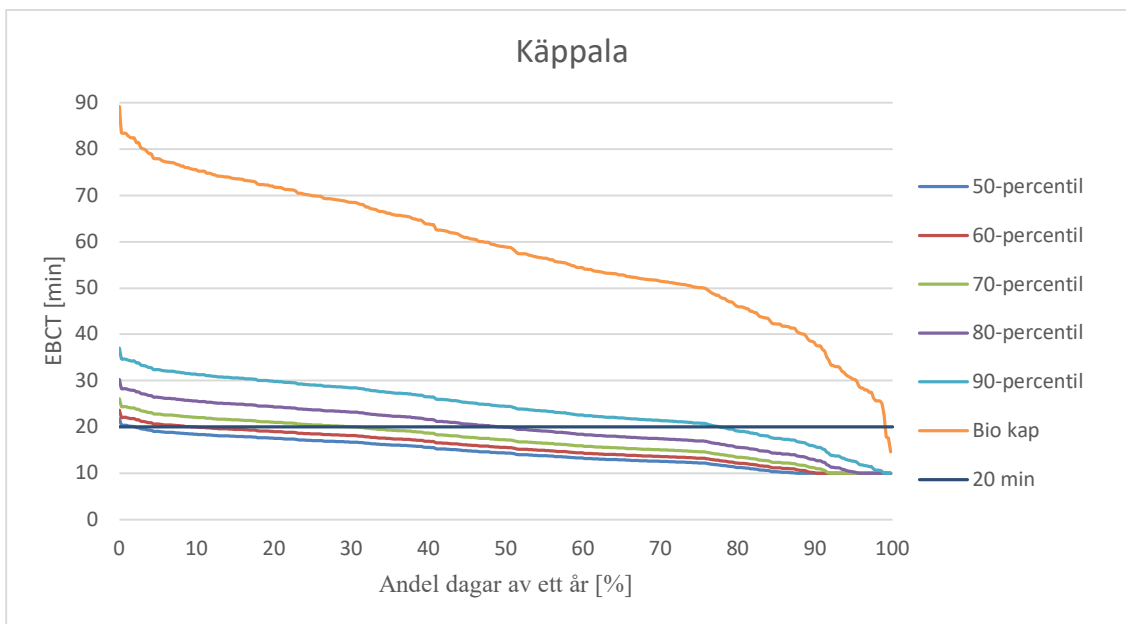
I figurerna 5.10 a–e kan man se hur EBCT, uttryckt i minuter, varierar för de olika dimensioneringarna på respektive ARV. Flödena som ger upphov till variation är sorterade i storleksordning och därmed avtar EBCT i grafen. Det högsta flödet ger den minsta EBCT och värden med stor avvikelse i början och slutet på serierna kan bero på mätfel eller liknande, se till exempel närmast vertikala axeln i figur 5.10 a (Smedjeholm), och bör tas med viss försiktighet. Den vågräta axeln är ett uttryck i procent av antalet dagar på året, vilket kan användas för att läsa av hur stor andel av dagarna på året som fullgod rening uppnås. Detta kan läsas av genom att hitta skärningspunkten mellan dimensionerade linjerna och 20-minuterslinjen, sedan gå rakt ner och finna hur många procent av dagarna fullgod rening har teoretiskt uppnåtts.



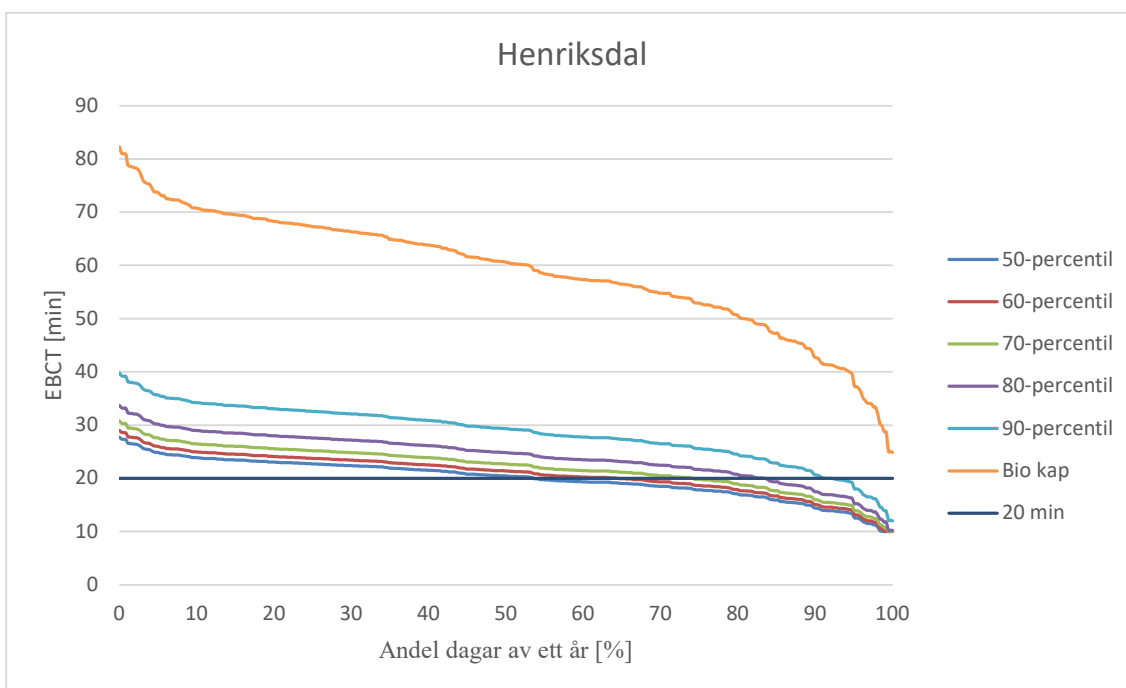
Figur 5.10.a, Sorterade EBCT för ett år på Smedjeholms ARV



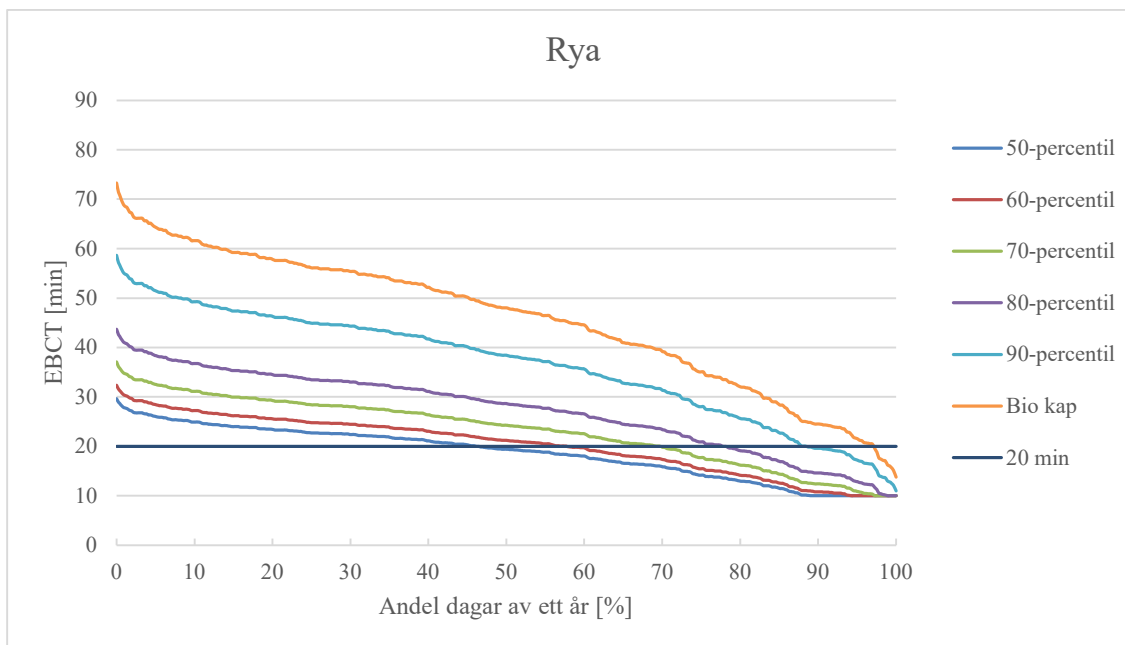
Figur 5.10.b, Sorterade EBCT för ett år på Kalmars ARV



Figur 5.10.c, Sorterade EBCT för ett år på Käppalas ARV



Figur 5.10.d, Sorterade EBCT för ett år på Henriksdals ARV



Figur 5.10.e, Sorterade EBCT för ett år på Ryaverket

Det kan konstateras från figurerna 5.10 a–e att för de mindre verken Smedjeholm och Kalmar ligger dimensioneringen av den biologiska kapaciteten i närheten av percentilflödena, men för de tre större avviker den biologiska kapaciteten till väldigt höga kontakttider. Smedjeholm och Kalmar har en jämnare flödesfördelning jämfört med de större verken vilket möjliggör en mer optimerad rening. I de flesta fallen följer percentilflödena andelen dagar de är designade efter, men i ARV Käppala avviker graferna markant med betydligt lägre kontakttider. Vidare kan man se i figurerna att de bryts vid 10 minuter EBCT, vilket är ett resultat av den kritiska gränsen för förbiledning som implementerats i modellen. Denna gräns kan mycket väl vara av intresse att undersöka vidare i avseende för resursåtgång.

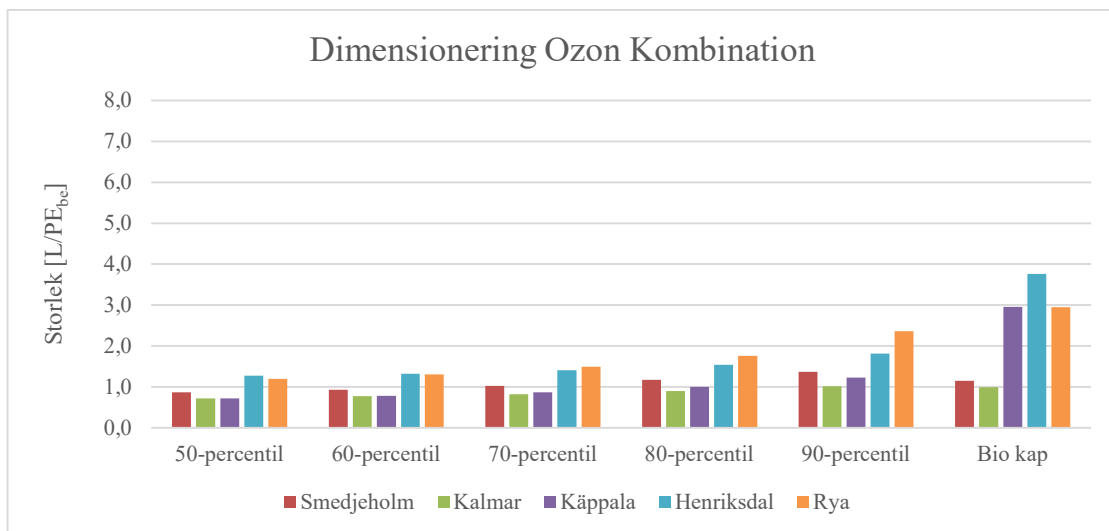
De längsta värdena av EBCT är intressanta att se ur ett dimensioneringsperspektiv men på ett avloppsreningsverk hade man antagligen haft sin totala filterarea uppdelat på ett antal filter vilket hade medfört en regleringsmöjlighet. Blir flödena låga skulle man kunna stänga av ett antal filter för att reglera EBCT till en kortare tid. Samtidigt kan reningen bli högre ju längre EBCT är och det hade möjligen kunnat gynna tillväxten av biofilm.

5.3 Kombination ozon + GAK

Det kombinerade steget är baserat på samma ekvationer som för både ozon och GAK (kapitel 4.2.3). Därav är förhållandena inom graferna lika, men på grund av att andra värden i parametrar används blir skalningen annorlunda och de finita värdena annorlunda.

5.3.1 Ozon

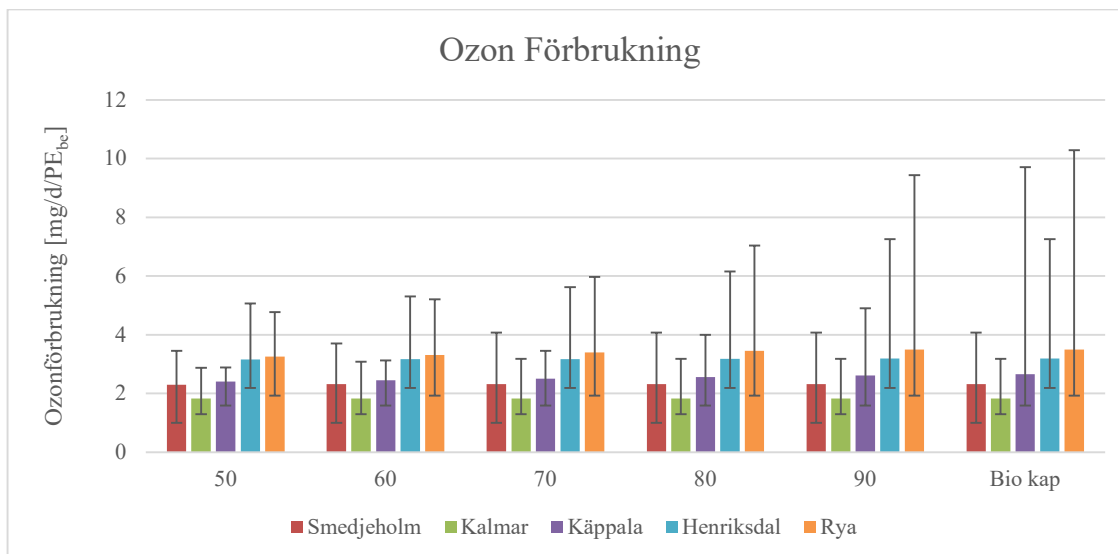
Storleken av ozon vid ett kombinerat scenario går att se i figur 5.11.



Figur 5.11. Dimensionering av ozonbassäng i kombinerat verk för olika flödespercentiler vid respektive ARV

Storleken ökar med percentilflödet och är som störst för den biologiska kapaciteten med undantag för Smedjeholm och Kalmar. Ryaverket kräver en mindre normerad volym vid percentil 50 och 60 men större mellan 70–90 i jämförelse med Henriksdal, båda behöver en större dimensionering då flödet per person är högre för de verken. Jämfört med figur 5.1 ser vi att storleken av ozonanläggningen dimensioneras mindre vid ett kombinerat scenario. Detta beror på att HRT är satt till 5 minuter i stället för 10 minuter.

Den normerade medelozonförbrukningen per dag kan ses i figur 5.12. Max/min-värdena är representerade som felstaplar.

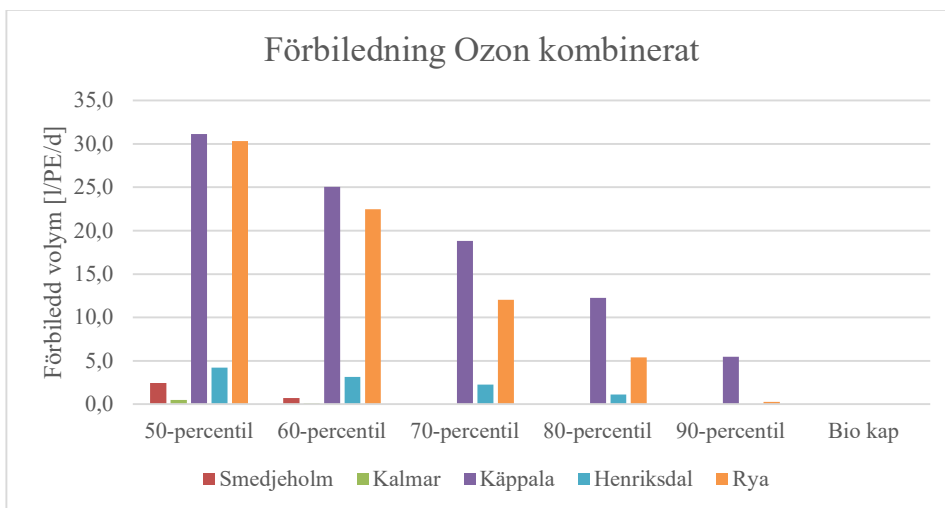


Figur 5.12. Ozonförbrukning i kombinerat verk för olika flödespercentiler vid respektive ARV

Förbrukningen förhåller sig konstant mellan de olika designscenarierna. Maxförbrukningen över en dag, som gestaltas av felstaplarna, varierar desto mer mellan designscenarierna där

maxförbrukningen ökar med flödespercentilerna. Förbrukningen är markant lägre vid kombination. Jämfört med figur 5.2 ser vi att förbrukningen går från mellan 10–20 mg/d/PE_{be} till mellan 2–4 mg/d/PE_{be}. På grund av antagandet att ozondosen kan minskas tillsammans med en kortare uppehållstid blir förbrukningen lägre.

Figur 5.1h visar den normerade mängden vatten som förbileds varje år.

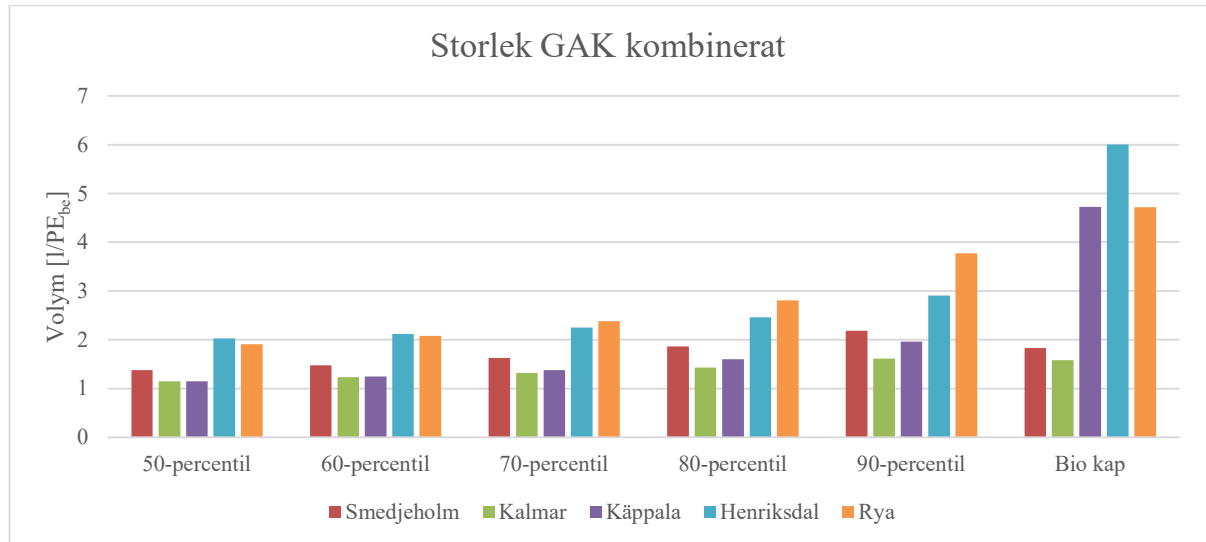


Figur 5.13. Volym som förbileds ozoneringssteg i kombinerat verk för olika flödespercentiler vid respektive ARV

Vatten förbileds för alla verk vid design efter 50-percentilen och minskas sedan för varje percentil tills inget vatten förbileds vid den biologiska kapaciteten. Jämför man med figur 5.3 ser man att mer vatten förbileds i det kombinerade steget och att fler verk någon gång behöver förbileda vatten. HRT_c är sänkt till 3 minuter vilket leder till att mängden förbilet vatten borde minska men eftersom dimensioneringsfaktorn HRT också minskat till 5 minuter innebär det att mindre vatten krävs för att nå låga uppehållstider vilket i slutändan leder till mer förbiledning.

5.3.2 GAK

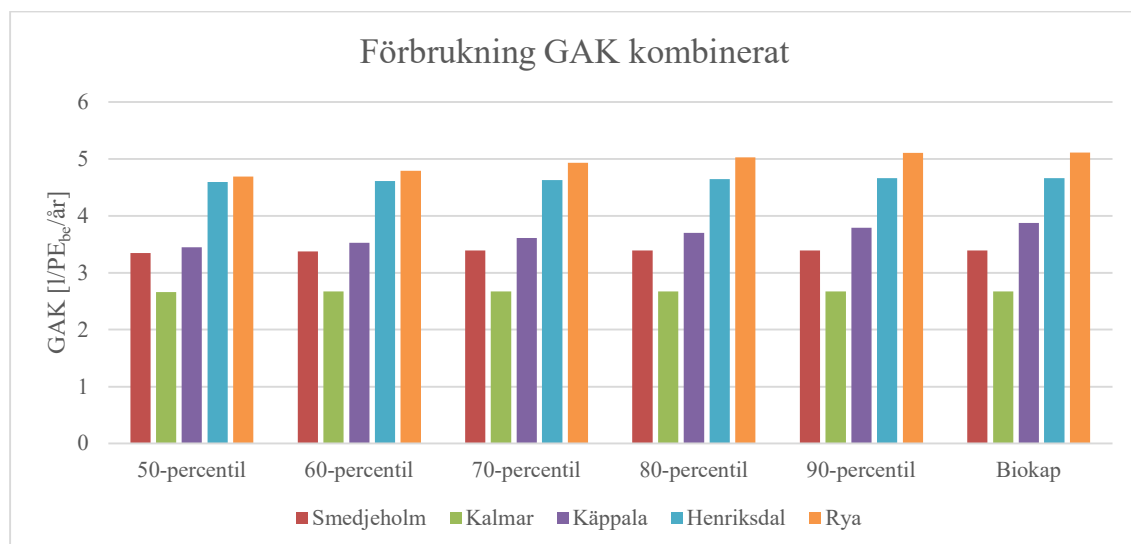
Storleksvariationen för GAK i ett kombinerat scenario vid design efter percentil 50–90 och den biologiska kapaciteten går att se i figur 5.14.



Figur 5.14. Dimensionering av GAK-filter i kombinerat verk för olika flödespercentiler vid respektive ARV

Storleken ökar med percentilerna och den biologiska kapaciteten leder till störst volym för alla verk utom Smedjeholm och Kalmar. Ryaverket har lägre volym för percentil 50 och 60 men större för percentil 70–90 i jämförelse med Henriksdal. Henriksdal har störst volym baserat på biologisk kapacitet av alla verken. Jämför man med figur 5.6 syns det att när dimensioneringen för kombination görs utefter en betydligt högre ytbelastning blir volymen väsentligt mycket mindre jämfört med enbart GAK.

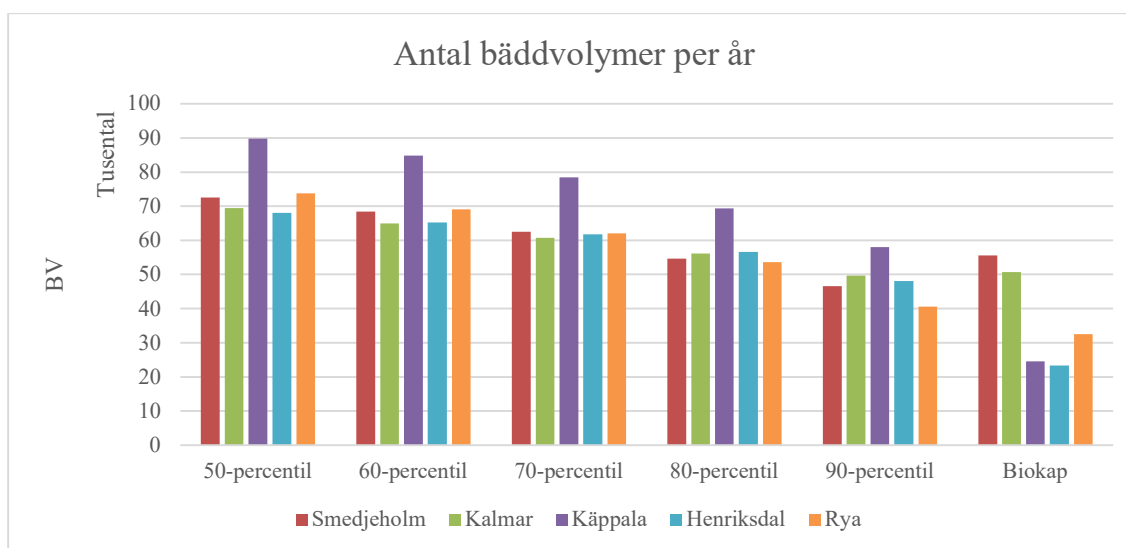
Den normerade årsförbrukningen av GAK är gestaltad i figur 5.15.



Figur 5.15. Normerad GAK förbrukning i kombinerat verk för olika flödespercentiler vid respektive ARV

Förbrukningen är konstant mellan designscenarierna. Jämfört med figur 5.7 är förbrukningen endast lite lägre vid ett kombinerat scenario. Trots att många fler bäddvolymers körs per år ökar inte förbrukningen nämnvärt mycket per år. Anledningen tycks vara att filtret är mindre och således behöver en mindre mängd kol bytas, men det behöver ske oftare. På grund av att det är ungefär samma mängd vatten som går genom filtret per år blir förbrukningen i slutändan väldigt lik. Skillnaden i förbrukning beror till syvende och sist på hur mycket vatten man väljer att förbileda från steget. Hur förbrukningen hade sett ut i verkligheten är svårt att säga. Exempelvis hade transformationsprodukter från ozonsteget kunnat påverka adsorptionen i filtret negativt och då skulle förbrukningen av aktivt kol kunna öka.

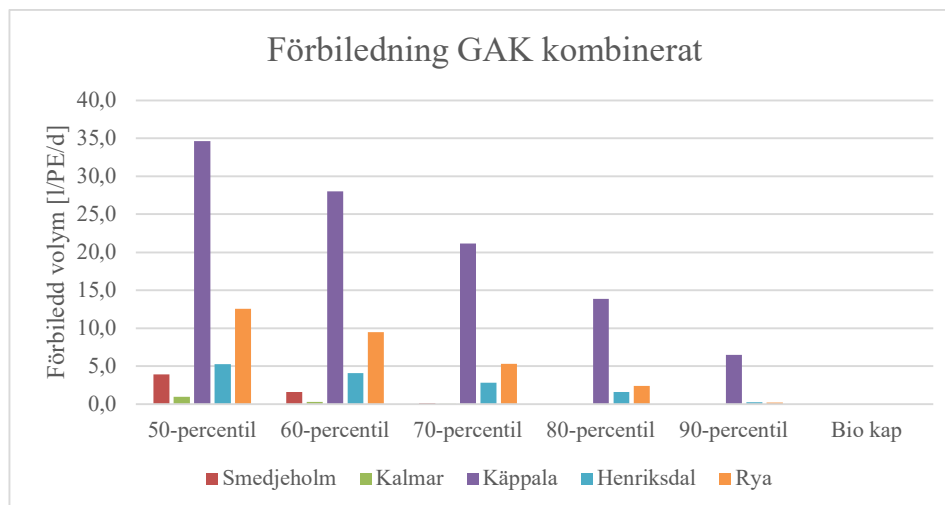
I figur 5.16 kan man se hur antalet bäddvolymers varierar mellan de olika designerna.



Figur 5.16. Antal bäddvolymers per år i kombinerat verk för olika flödespercentiler vid respektive ARV

Det framträder att ju större flödespercentil vi dimensionerar utifrån desto färre bäddvolymers passerar genom filtret per år. Jämfört med figur 5.8 kan vi se att avsevärt fler bäddvolymers passerar genom GAK-filtret vid kombination. Det beror på att filtret kan i modellen dimensioneras mindre på grund av att EBCT antas vara lägre vid kombination.

Förbiledningen av vatten kring GAK-filtret i ett kombinerat scenario ses i figur 5.17.



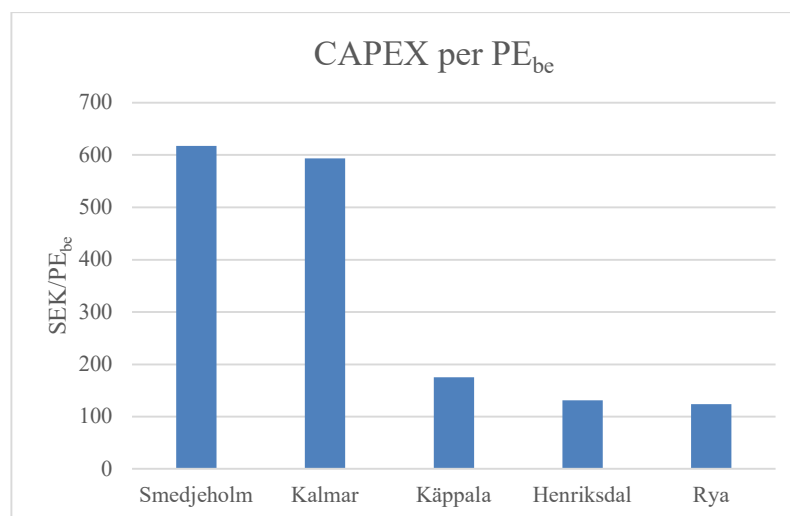
Figur 5.17. Volym som förbileds GAK-filter i kombinerat verk för olika flödespercentiler vid respektive ARV

Vid 50-percentilen måste alla verk förbileda vatten. Förbiledningen sjunker för varje percentil och är obefintlig vid design efter biologisk kapacitet. Jämför man förbiledningen mot enbart GAK (figur 5.9) ger kombinerat betydligt mer förbilet vatten. Resultatet är en kombination av en lägre kritisk EBCT tillsammans med en lägre dimensionerande EBCT.

Att miljöpåverkan av mer vatten som förbiletts vid kombinerat bygge skulle kompenseras för ökad reningsgrad till följd av dubbla tekniker, lämnar vi för vidare studier. I våra ögon ska tanken att det är bättre att bygga två mindre tekniker än en stor övervägas både en och två gånger.

5.4 Kostnader

De normerade kostnaderna beräknade utifrån modell 1 (kapitel 4.4.1) kan ses i figur 5.18.



Figur 5.18. Investeringskostnad per PE för fem verk där modellen är baserad på sex byggda fullskaleanläggningar i Sverige.

De beräknade kostnaderna utifrån standardmodellerna i litteraturen för Smedjeholm och Kalmar är betydligt högre än för Käppala, Henriksdal och Rya. En trend kan ses där kostnaden per PE_{be} minskar ju större verket är. Trenden kan ses som rimligt i och med att kostnaderna delas upp på fler personer än vad kostnaderna ökar och beror på att man i modellerna inte tar hänsyn till flödets påverkan på dimensioneringen.

Jämför man kostnadsmodellen med resultaten av hur storleken varierar beroende på hur högt flöde man dimensionerar för både ozon och GAK (figur 5.1 & 5.6) kan man se att graferna inte överensstämmer på vissa ställen. Kostnadsmodellen visar att Kalmar borde ha en investeringskostnad ungefär 3,4 gånger större än Käppala per PE_{be} medan vår modell säger att reningsstegen (både för ozon och GAK) borde byggas lika stort eller större per PE_{be} för Käppala. Om man antar att det kostar mer att bygga ett per PE_{be} större reningssteg borde Käppala ha en lika stor eller större investeringskostnad per PE_{be} än Kalmar, vilket inte är fallet i kostnadsmodellen.

En anledning till att kostnadsmodellen inte stämmer överens med vår modell kan vara att den enbart utformats efter kostnad av redan byggda verk och vilken PE som de är dimensionerade för. Det glappet vi ser här kan då bero på att kostnadsmodellen saknar en koppling till hur mycket flöde som verket tar emot per ansluten eller PE vilket direkt kan påverka dimensioneringen av reningssteget.

Ambitionen var att koppla förbrukning och drift till en driftkostnad, men i vårt arbete stannade vi vid resursförbrukningen. Det blir alltid en definitionsfråga om vad som skulle inkluderas i OPEX och hade givit mer vinglutrymme än vad vårt resultat hade bidragit till. Det finns andra utredningar som förhåller sig till kostnader och för enskilda verk kommer ändå en mer specifik bedömning behöva göras. Från vår modell kan man dock se att förbrukningen ökar med design efter större flödespercentiler på grund av att mindre vatten förbileds i modellen ju större reningssteg man bygger vilket leder till att mer vatten behandlas. Det bygger på vårt antagande att man kommer kunna överbelasta anläggningarna över deras dimensionerade kapacitet.

Lyfter vi diskussionen till vem som ska få betala för investeringen så finns det bestämt i direktivet att det är förorenaren som ska betala (EU, 2024). Det drabbar läkemedelsföretagen och troligen kommer de ställa krav på välgrundade argument för vilken investering som är mest försvarbar. I Schweiz har man dock visat att det ligger i det allmänna intresset att betala en extra slant för att uppgradera avloppsreningsverken och skydda miljön (von Gunten m.fl., 2025). Hur intresset för att betala för kvartär rening bland allmänheten i Sverige ser ut tåls att undersökas vidare. Möjligen kan man se det som att kostnaden skulle kunna delas upp av både producent och konsument, vilket skulle kunna leda till att byggnationen av kvartär rening byggs både tidigare och bättre. Det ska tilläggas att det pågår arbete i skrivande stund om utformningen av betalningsmodeller och sista punkten är troligen inte satt i debatten.

Vi kan se att det finns ett glapp mellan kostnadsmodellen baserad på PE och vår egen modells dimensionering. Vår slutsats är att flödet per PE måste tas i beaktan när man ska beräkna kostnaden för reningssteget och att det finns en risk att man under- eller överskattar priset om man endast går på modeller baserade på tidigare byggda verk. Att två verk har samma PE räcker med andra ord inte för att veta att de kommer ha liknande investeringskostnader.

5.5 Tillskottsvatten och reningsgrad

Att förbileda obehandlat vatten är intuitivt dåligt för miljön, men en farhåga med att behandla för utspädda koncentrationer är att GAK-filtret desorberar i stället för adsorberar OMF. Busck (2026) instämmer i risken för desorption, eller åtminstone försämrade rening vid låga koncentrationer, det vill säga höga flöden. I intervjun menar hon att reningsgraden i GAK-filtret i Kivik nedgår med 26% vid de allra högsta flödena. Även Svahn (2026) bekräftar att desorption av ämnen kan ske vid höga flöden, samt i äldre GAK-filter. Möjligen är det då bättre att förbileda extremt låga koncentrationer, för att minska risken för desorption och i förlängningen sämre rening. Men mer forskning hade behövts för att bekräfta detta.

Vi förutsätter att tillskottsvatten i modellen inte innehåller läkemedel, vilket kan verka rimligt att anta. Men det finns fler mikroföroreningar än läkemedel och tillskottsvattnet kan föra med sig andra typer så som pesticider eller biocider från byggnader. Dock innefattar inte avloppsdirektivet i nuläget sådana, men kan mycket väl innefattas i andra direktiv och vara värt att ta i beaktande då investeringen för kvartär rening skall gälla över en lång tid.

En annan aspekt kopplad till reningsgrad som vi inte har tagit hänsyn till i modellen är temperaturer. Tillskottsvatten späder inte bara ut koncentrationen, utan det kyler även ned spillvattnet och vid kallare temperaturer skulle möjligen reduktionen minska. Det skulle kunna undersökas mer i detalj.

För att dra resonemanget till sin spets med utspädningen, givet att reduktionen ska ske procentmässigt, och inte till angivna koncentrationer. Skulle koncentrationerna vara låga hade fortfarande 80 % reningskrav gällt, vilket skulle ställa krav på onödigt mycket resurser. För att undvika detta berättade Busck (2026) i en intervju att man väljer ut ett antal rikligt förekommande OMF i inkommande vattnet att mäta på för att undvika denna risk. Enligt detta resonemang tycks det alltså vara av vikt för dimensionering och drift att bestämma vilka ämnen i kategori 1 och 2 man ska mäta.

Vidare kring reningsgrad och val av ämnen att mäta på. Då vissa ämnen i analyser kan få negativ reduktion, troligen genom återbildandet från konjugat efter nedbrytning i kroppen, spelar det stor roll vilka ämnen som väljs. Andra ämnen är enklare att bryta ned, vilket möjligen skulle kunna leda till att man dimensionerar en mindre anläggning. Men det är inte bara storleken som påverkas, även förbrukningen av ozon påverkas av vilka ämnen man skulle mäta på. Fritz m.fl. (2026) visar att ozonförbrukningen skulle öka med upp till 50 procent beroende på vilka ämnen som väljs att mätas på. Således kan valfriheten i direktivet göra att det skulle gå att taktisera med vilka ämnen som mäts för att minska storleken och förbrukningen, vilket i slutändan minskar både CAPEX och OPEX. Valfriheten kan leda till positiva effekter, likt stycket ovan, men skulle också kunna utnyttjas som en ursäkt för att dimensionera ett mindre och billigare verk, vilket får konsekvenser för recipienten.

Detta leder in på frågan om mätningar kommer att vara tillräckligt pålitliga för att säga om reningsgraden är tillräcklig. I personlig kontakt med Ola Svahn (2026) slår han hål på tvivlen, mätningsskeden som finns idag kommer ner på standardavvikelse på 1%, vilket får ses som fullt tillräckligt precist. Vidare utvecklar han att det finns variation mellan olika ämnen, men detta argument håller ändå inte för att hindra implementeringen av kvartär rening. Framför allt är det mätningar i inflödet som är komplicerade och skulle behöva utvecklas enligt Svahn (2026).

5.6 Torrvädersflöde

I revideringen av EU:s avloppsdirektiv (2024) framgår det att proverna ska återspegla föroreningarna vid torrvädersflöde. Begreppet torrvädersflöde är dock inte definierat i direktivet och medger därför tolkningsutrymme. Däremot behövs en entydig definition för att göra våra flödesberäkningar jämförbara. I Storbritannien är begreppet dry weather flow (DWF) definierat som det dagliga medelflödet in till ARV under en period utan regn (Environment Agency, 2018). Vidare kan DWF beräknas på två olika sätt, ett via icke-parametriskt 80% överskridet flöde (Q80) och ett via formel. Q80 är det flöde som överskridits av 80% av dagliga flödesvolymerna. Formeln använder i huvudsak antalet anslutna personer, spillvatten per person och infiltration samt eventuellt industriellt inflöde.

Torrvädersflödet är en högst platsspecifik siffra och varierar mellan varje ARV, men det finns uppskattningar på mängden tillskottsvatten i systemen. I ett bra system uppskattas flödet av tillskottsvatten vid torrväder till 0,05–0,15 l/s/ha (Boman, 2019). Med en schablonmässig påräkning av spillvatten skulle en teoretisk flödesnivå kunna beräknas som Q80, men osäkerheten skulle i våra ögon bli för stor. Rimligen är det befintliga flödesdata från respektive ARV som ger bäst precision i en uppskattning av ett torrvädersflöde, oavsett vald percentil för svensk kontext.

I studien har olika percentilflöden undersökts då definitionen av torrvädersflöde inte är fastställd i svensk mening. Därför är det spännande att se vad olika möjliga definitioner skulle innebära. Vi har valt att undersöka 60:e percentilen och 80:e percentilen ytterligare då dessa skulle kunna ge en strikt och en mer tillåtande definition av torrväder. Sett till flödesgraferna i kapitel 4 ser båda percentilerna ut att täcka perioder med torrväder eller låga flöden och hade därför kunnat utgöra en grund för dimensionering av den kvartära reningen.

För att se skillnaden mellan att dimensionera utifrån potentiella torrvädersflöden och den största rimliga dimensioneringen har vi beräknat hur stor andel av den biologiska dimensioneringen som 60-percentilsflödet och 80-percentilsflödet utgör. Resultatet kan ses i tabell 5.2 och 5.3.

Tabell 5.2. Procentuell andel av den biologiska kapaciteten för dimensionering utifrån 60- respektive 80-percentilen för varje verk

Verk	% av biokap, 60-percentil	% av biokap, 80-percentil
Smedjeholm	81%	102%
Kalmar	78%	90%
Käppala	26%	34%
Henriksdal	35%	41%
Rya	44%	60%

Tabell 5.3. Procentuell andel av den biologiska kapaciteten för dimensionering utifrån 60- respektive 80-percentilen

Medelvärden	% av biokap, 60-percentil	% av biokap, 80-percentil
Medelvärde för verk > 150 000 PE_{be}	35%	45%
Medel, verk < 150 000 PE_{be}	80%	96%
Medelvärde för alla verk	53%	65%

Då beräkningarna av dimensioneringen för Ozon respektive GAK utgår från samma flödespercentiler och årsflöde blir kvoten mellan percentildimensioneringen och dimensionering utifrån den biologiska kapaciteten likadan, vilket resulterar i att resultaten i tabell 5.2 och 5.3 beskriver förhållandet för båda reningsmetoderna. Från tabell 5.3 kan vi se att design utifrån flödespercentil 60 och 80 resulterar i en markant mindre storlek främst för de tre större verken som har en belastning på 150 000 PE_{be} eller större, genomsnittligen 35% av biologisk kapacitet vid 60-percentil och 45% vid 80-percentil.

För de mindre verken, Smedjeholm och Kalmar, framgår det i tabell 5.2 att man måste dimensionera mycket närmare biologisk kapacitet där extremfallet är att Smedjeholm till och med måste dimensionera större än sin biologiska kapacitet (102% av biokap) vid 80-percentilflöde. För just Smedjeholm är den biologiska kapaciteten låg, både lägre än den 80:e och 90:e flö-

despercentilen, men det behöver inte innebära att de bräddar. När flödet överstiger den biologiska kapaciteten förbileds överskottsvattnet från försedimenteringen direkt till den kemiska reningen (se kapitel 4.1). I studien har vi dock valt att enbart utgå från biologisk kapacitet som maximal rimlig dimensionering av kvartär rening för att vara konsekventa och underlätta jämförelser mellan verken.

Även för Kalmar är dimensionering utifrån flödespercentiler jämfört med biologisk kapacitet mycket likare än för de stora verken. Som sägs i kapitel 4.2 har Kalmar ett väldigt jämnt flöde över året, antagligen på grund av bräddning i ledningsnätet. Att inte behöva ta höjd för stora flödestoppar leder till att man behöver en lägre biologisk kapacitet som kan vara närmare snittflödet vilket även har följden att flödespercentilerna kommer närmare den biologiska kapaciteten, som vi ser i figur 4.4 och i tabell 5.2.

De större verken ($>150\,000\text{ PE}_{\text{be}}$) verkar ha mer att gagna från att dimensionera utifrån percentilflöden, där vi kan se att vi behöver mindre än 50% av den biologiska kapaciteten vid 60-percentilflöde och som mest 60% av den biologiska kapaciteten vid 80-percentilflöde. För de mindre verken ($<150\,000\text{ PE}_{\text{be}}$) syns inte samma trend alls. Där är dimensioneringen relativt nära, eller till och med över, den biologiska kapaciteten. Det kan bero på att just de mindre verken vi har analyserat har olika metoder för att hantera flödestoppar som har resulterat i att de kan ha en låg biologisk kapacitet.

I slutändan är det dock de verk som har en belastning över 150 000 PE som först måste ha infört kvartär rening, där samtliga ska ha gjort det till 2045. Där kan vi nu se att om man ska uppfylla kraven i EU:s reviderade avloppsdirektiv kan det räcka med ett reningssteg som har runt hälften av den biologiska kapaciteten. Detta är dock baserat på att torrvädersflöde skulle definieras utifrån liknande flödespercentiler till de vi har använt och att man har en hög biologisk kapacitet i förhållande till sitt snittflöde över året.

Ett annat sätt att definiera torrväder skulle kunna vara efter nederbörd och tillskottsvatten. I så fall för att kvantifiera tillskottsvattnet hade vi behövt mer data från ARV, ledningsnäten och meteorologi. Data från ARV kan användas för att beräkna antalet personer genom att mäta parametrar och sedan subtrahera volymen spillvatten per person och dygn multiplicerat med det beräknade antalet PE från totala volymen avloppsvatten. Skulle man sedan kunna koppla detta mot nederbördsstatistik skulle mättillfället kunna bestämmas utefter meteorologiska data.

Å andra sidan ska faktorer som arbetsmiljö och möjligheten att planera i förväg inte förringas vid en eventuell nederbördsbaserad definition och dimensionering. Busck med driftpersonal (2026) nämner vid intervju att de upplever att de 6 förutbestämda provtagningstillfällena per år fungerar bra och uppskattas. Att provtagningen blir av och inte missas på grund av att till exempel mätningen enbart kunde ske nattetid under semesterperioden ska inte underskattas. Sammantaget landar vi i att flödespercentil underlättar och minimerar felkällor i torrvädersdefinitionen.

6 Slutsatser

En av våra främsta slutsatser från arbetet är att valet av dimensionerande flöde kommer att ha stor betydelse för anläggningens storlek. Stora anläggningar som är direkt påverkade av direktivet ($>150\,000$ PE) kan dimensionera det kvartära steget avsevärt mycket mindre än om det dimensioneras efter den biologiska kapaciteten. Exempelvis 35% av storleken vid design efter 60-percentilflöde jämfört med design efter biologisk kapacitet och 45% vid design efter 80-percentilflöde. Enligt våra beräkningar uppnås god rening också för de mindre anläggningarna i studien. För de båda reningsverken, som av olika skäl har relativt sett lägre biologisk kapacitet, leder design efter 60- och 80-percentilflöde till dimensionering nära den biologiska kapaciteten, 80% respektive 96% av det biologiska steget. Det kan tyckas dumt att inte dimensionera efter den biologiska kapaciteten när byggnationen ändå sker, men sett till regelverket kan detta vara en drastisk överdimensionering, särskilt för ett större avloppsreningsverk.

En annan av våra slutsatser är att dimensionera efter ett percentilflöde verkar ha mindre betydelse för förbrukningen sett över årsbasis för både GAK och ozonering. Däremot tycks förbiledningskriterier ha större betydelse för resursförbrukning än dimensionerande flödet, där högre krav på uppehållstid eller kontakttid ger mer förbiledning och således mindre resursförbrukning. Resursåtgången för ozon enligt vår modell är mellan 7 och 18 (mg/d/PE_{be}) för samtliga verk, där större verk tenderar att ha de högre förbrukningarna även vid normerat efter personkvivalenter. Resursåtgången för GAK ligger mellan 2,7 och 5 (l/år/PE_{be}) för de olika verken, där återigen de större verken ligger i det högre spannet. Däremot går det att se en viss ökning, upp till 10 %, av GAK-förbrukning vid dimensionering efter högre percentilflöden eller biologisk kapacitet.

Vi föreslår den 80:e flödespercentilen som design för torrvädersflöde. Både den 60:e och 80:e flödespercentilen kan ses som goda för design efter torrvädersflöde då de båda verkar täcka perioder med låga flöden för alla verk i studien. Den 80:e flödespercentilen minskar mängden vatten som behöver förbiledas jämfört med andra flödespercentiler medan storleken av reningssteget blir avsevärt mindre än dimensionering efter biologisk kapacitet. Det problem som uppstår med en design som är mindre är att mer vatten kan behöva förbiledas. Att inte förbileda vatten kan dock också vara ett problem, särskilt för GAK-filter då vatten med väldigt låga koncentrationer som går genom filtret i stället kan leda till desorption vilket, i slutändan, kan öka utsläpp från filtret.

7 Fortsatt studie

För framtida arbeten hade det varit intressant att utreda desorptionsrisken hos GAK-filtrer. Vid höga flöden har vi förutsatt att koncentrationen av organiska mikroföroreningar minskar till följd av att det tillskottsvatten som tillkommer inte innehåller dessa ämnen. Vatten med låg koncentration av organiska mikroföroreningar riskerar att leda till desorption från GAK-filtrer. Arbetet hade kunnat utföras genom att till exempel köra olika grader av renat vatten genom olika åldrar av GAK. Detta hade kunnat säga något kring livstiden hos filtren och hur mycket och när förbiledning ska tillåtas. Försöken hade kunnat ske i laboratorium och göras i liten skala, vilket lämpar sig ypperligt för ett framtida examensarbete.

För att få ut det mesta av ett GAK-filtrer, särskilt om man dimensionerar det mindre, vore det intressant att undersöka hur GAK-filtrer underhålls och driftas effektivast. Backspolning är en självklar metod för att undvika igensättning, men hur backspolningen går till kan variera. Till exempel kan man bakspola med eller utan luft och skulle detta ha någon påverkan på effektiviteten eller livslängden på filtret. Det skulle i varje fall ha en påverkan på energianvändningen. Svahn & Borg (2024) beskriver i sin artikel att det finns GAK-filtrer som klarar sig 30 000 bäddvolymen utan backspolning, vilket föranleder tanken på hur mycket backspolning som faktiskt behövs. Från studiebesöket på Kivik ARV framkom det även att man kan underhålla filtret genom att skrapa eller röra runt i filtret för att undvika för mycket tillväxt, om ej uppskattat sätt av driftpersonal (Busck, 2026). Detta är dock något som kanske inte ligger till grund för vilken teknik som väljs, snarare en optimering av redan implementerade GAK-filtrer.

I vår modell har vi byggt kombinationen av ozon och GAK linjärt mot om de byggts separat, men det måste inte nödvändigtvis vara ett linjärt samband. Det skulle kunna finnas synergieffekter som gör att sambandet ser annorlunda ut, vilket hade varit intressant att undersöka i framtiden. Givet att mycket tyder på att den bästa reningen kommer från en kombination (Edefell, 2024) vore det viktigt att veta om investeringen av dubbla tekniker är värd. I Schweiz byggs enbart en bråkdel av kvartära steg kombinerat (Wunderlin & Bitterwolf, 2025), vilket kan indikera att det inte anses vara ekonomiskt försvarbart att investera i kombination. Att genomföra testerna kan nog vara svårt att göra i laborationsmiljö så pilotanläggningar eller studier på redan införda ARV vore nog att föredra.

Mindre avloppsreningsverk (<150 000 PE) har speciella krav på sig för ifall de behöver införa kvartär rening. Kraven handlar om recipientkänslighet, där verk över 10 000 PE med känslig recipient, enligt direktivet, ska införa kvartär rening. Från vår studie har vi sett att mindre ARV kan behöva införa steg mycket närmare biologisk kapacitet. Därför hade en nationell kartläggning av dessa känsliga recipienter varit nödvändig för att undersöka den nationella påfrestningen som införandet av kvartär rening faktiskt innebär. Det är ett mycket stort arbete och kan därför rekommenderas att studeras vidare, vilket också sker i skrivandets stund. Vidare kan framtida studier inom ämnet även undersöka huruvida koncentration eller massbelastning i utflödet är bästa sättet att skydda recipienter.

I rapporten har vi teoretiserat kring hur en lägre inkommande koncentration hade kunnat leda till lägre procentuell rening. Därför hade vi gärna sett försök på hur reningsgraden faktiskt påverkas av varierande koncentrationer av olika mikroföroreningar. Slutsatser från försöken hade kunnat leda till att ifall uppströmsåtgärder, som att minska tillskottsvatten, är mer lönsamma i den kvartära frågan.

8 Källförteckning

- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U. & Söhr, S. (2017). *Handbok för rening av mikroförorenningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroförorenningar*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet. (B2288).
<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1552334/FULLTEXT01.pdf> [Hämtad: 2025-12-12]
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K. & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
<https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1549713&dswid=6610> [Hämtad 2025-12-12]
- Baresel, C., Malmberg, J., Ek, M. & Sehlén, R. (2016). Removal of pharmaceutical residues using ozonation as intermediate process step at Linköping WWTP, Sweden. *Water Science & Technology*, 73(8), ss. 2017–2024. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.045>
- Betsholtz, A., Cimbritz, M., Davidsson, Å., Svahn, O. & Gidstedt, S. (2021). *National report SWE 4.1 – Treatment technology/efficiency for the Swedish pilot plant*. Lund: Lund University. (LESS IS MORE project). https://gfw.pl/wp-content/uploads/2021/09/Part-I_National-Report-SWE-4.1.pdf [Hämtad 2025-12-29]
- Betsholtz, A., Juárez, R., Svahn, O., Davidsson, Å., Cimbritz, M. & Falås, P. (2022). Ozonation of ¹⁴C-labeled micropollutants – mineralization of labeled moieties and adsorption of transformation products to activated carbon. *Water Research*, 221, artikel-id/sidnummer: 118738. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118738>
- Boman, S. (2019). *Dimensioneringsförutsättningar för spillvattennät i nybyggda småhusområden*. Examensarbete, Uppsala universitet. http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Sofie_Boman.pdf [Hämtad 2025-11-10]
- Busck, M. (2026). *Intervju vid studiebesök, Kiviks avloppsreningsverk, Österlen VA*. 2026-04-27.
- Cimbritz, M. & Mattsson, A. (2018). *Reningstekniker för läkemedel och mikroförorenningar i avloppsvatten*. Karlskrona: Havs- och vattenmyndigheten. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:7). <https://swedenwaterresearch.se/publikation/reningstekniker-lakemedel-och-mikrofororeningar-avloppsvatten/> [Hämtad 2025-12-29]
- Clementson, I., Alenius, E. & Gustafsson, L.G. (2020). *Tillskottsvatten i avloppssystem – nya tankar om nyckeltal*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2020/11/svu-rapport-2020-13.pdf> [Hämtad: 2025-11-19]

- Edefell, E. (2024). *Processval för kvartär rening*. Sweden Water Research. https://swedenwaterresearch.se/wp-content/uploads/2024/12/Rapport_teknikval_kvartar_rening_2024.pdf [Hämtad: 2025-11-05]
- Ekblad, M. (2023). *Removal of organic micropollutants from wastewater in a Swedish context*. Doktorsavhandling, Lunds universitet. https://lucris.lub.lu.se/ws/portalfiles/portal/144601296/Maja_Ekblad_WEBB.pdf [Hämtad 2025-12-29]
- Ekblad, M., Juárez, R., Falås, P., Bester, K., Hagman, M. & Cimbritz, M. (2021). Influence of operational conditions and wastewater properties on the removal of organic micropollutants through ozonation. *Journal of Environmental Management*, 286, artikel-id/sidnummer: 112205. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112205>
- Envidan A/S, Teknologisk Institut & DANVA (2024). *Internationale erfaringer, 4. rensetrin*. Envidan. <https://www.envidan.com/wp-content/uploads/2025/01/4.rensetrin-erfaringer-fra-udlandet.pdf> [Hämtad 2026-04-01]
- Environment Agency (2018). *Calculating dry weather flow (DWF) at waste water treatment works*. GOV.UK. <https://www.gov.uk/government/publications/calculating-dry-weather-flow-dwf-at-waste-water-treatment-works/calculating-dry-weather-flow-dwf-at-waste-water-treatment-works> [Hämtad: 2025-12-10]
- Europaparlamentet och rådet (2024). *Direktiv (EU) 2024/3019 av den 27 november 2024 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (omarbetning)*. EUT L 12, 12.12.2024. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202403019 [Hämtad: 2025-11-05]
- Fritz, I., Juárez, R., Betsholtz, A., Larsson, M., Svahn, O., Kamper, A., Sjölin, A., Hoyer, K., Cimbritz, M. & Falås, P. (2026). Ozonation before and after nitrogen removal: Consequences for ozone demand in light of the new urban wastewater treatment directive. *Journal of Environmental Management*, 404, artikel-id/sidnummer: 129238. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2026.129238>
- Fundneider, T., Acevedo Alonso, V., Abbt Braun, G., Wick, A., Albrecht, D. & Lackner, S. (2021). Empty bed contact time: The key for micropollutant removal in activated carbon filters. *Water Research*, 191, artikel-id/sidnummer: 116765. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116765>
- Gryaab (2026). *Hem - Gryaab*. <https://www.gryaab.se/> [Hämtad 2026-01-22]
- Jiang, J., Zhou, Z. & Sharma, V.K. (2013). Occurrence, transportation, monitoring and treatment of emerging micro-pollutants in waste water — A review from global views. *Microchemical Journal*, 110, ss. 292-300. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2013.04.014>
- Kalmar Vatten (2026a). *Kalmarsundsverket - ett kretsloppsverk*. <https://kalmarvatten.se/om-vatten-och-avlopp/spillvatten/kalmarsundsverket.html> [Hämtad: 2026-01-22]

- Kalmar Vatten (2026b). *Så fungerar reningsverket*. <https://kalmarvatten.se/om-vatten-och-avlopp/spillvatten/sa-fungerar-reningsverket.html> [Hämtad: 2026-01-22]
- Kappala.se (2026). *Startsida*. <https://www.kappala.se/> [Hämtad 2026-03-25]
- Luo, Y., Wenshan, G., Hao Ngo, Huu., Duc Ngheim, L., Ibney Hai, F., Zhang, J., Liang, Shuang. & Wang, X. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 473-474, ss. 619-641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>
- Mousel, D., Krebber, K., Palmowski, L., Lyko, S., Thöle, D. & Pinnekamp, J. (2015). Energy demand for micropollutant removal in municipal wastewater treatment plants. I: *1st IWA Young Water Professionals Conference in Germany "Advanced Wastewater Treatment and Water Reuse – The Future is Now", Essen, Germany, 11 June 2014*. Aachen: Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, ss. 62–65. <https://publications.rwth-aachen.de/record/444627> [Hämtad: 2026-01-22]
- MSVA (u.å.). *Om oss – Om MittSverige Vatten och Avfall*. <https://msva.se/om-oss/om-mittsverige-vatten-och-avfall#h-Vattenochavlopp> [Hämtad 2026-01-22]
- Naturvårdsverket (2026). *Förslag till författningsändringar till följd av EU:s reviderade avloppsvattendirektiv*. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/490731/contentassets/5408c5e2928d421fafbafa70a30651e4/forslag-till-forfattningsandringar-till-foljd-av-eus-reviderade-avloppsvattendirektiv.pdf> [Hämtad: 2026-02-11]
- Olsson Hansson, B. (2025). *Managing wastewater flows: A case study of six wastewater treatment plants*. Masterexamensarbete, Chalmers tekniska högskola. <https://odr.chalmers.se/server/api/core/bitstreams/d822772a-f370-4525-b2f3-4d34113249a3/content> [Hämtad 2025-12-29]
- Padhye, L., Yao, H., Kung'u, F. & Huang, C. (2014). Year-long evaluation on the occurrence and fate of pharmaceuticals, personal care products, and endocrine disrupting chemicals in an urban drinking water treatment plant. *Water Research*, 51, ss. 266-276. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.070>
- Pistocchi, A., Andersen, H.R., Bertanza, G., Brander, A., Choubert, J.M., Cimbritz, M., Drewes, J.E., Koehler, C., Krampe, J., Launay, M., Nielsen, P.H., Obermaier, N., Stanev, S. & Thornberg, D. (2022). Treatment of micropollutants in wastewater: Balancing effectiveness, costs and implications. *Science of the Total Environment*, 850, artikel-id: 157593. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157593> [Hämtad: 2025-11-11]
- Segerström, N. (2022). *Analys – hushållens vattenkonsumtion*. Stockholm: Svenskt Vatten. (M151 Meddelande). https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2022/05/M151_Analys-hushallens-vattenkonsumtion.pdf [Hämtad: 2026-01-22]

Sharma, Ma., Bains, A., Sridhar, K., Chawla, P. & Sharma, Mi. (2024). Environmental impact and source-controlled approaches for emerging micropollutants: Current status and future prospects. *Food and Chemical Toxicology*, 193, artikel-id/sidnummer: 115038.

<https://doi.org/10.1016/j.fct.2024.115038>

SMHI (2025). Året 2024 - Längst i norr ett rekordvarmt år. <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/arets-och-arstidernas-vader/arets-och-arstidernas-vader-och-vatten/2025-03-03-aret-2024---langst-i-norr-ett-rekordvarmt-ar> [Hämtad 2026-04-07]

Svahn, O. (2026). *Personlig kommunikation vid föreläsning*. LTH, Lunds universitet, 2026-05-13.

Svahn, O. & Borg, S. (2024). Assessment of full-scale 4th treatment step for micro pollutant removal in Sweden: Sand and GAC filter combo. *Science of The Total Environment*, 906, artikel-id/sidnummer: 167424. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167424>

Svendsen, S.B., El-taliawy, H., Carvalho, P.N. & Bester, K. (2020). Concentration dependent degradation of pharmaceuticals in WWTP effluent by biofilm reactors. *Water Research*, 186, artikel-id/sidnummer: 116389. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116389>

Svenskt Vatten (2024). *Slutrapport – Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk*. Stockholm: Svenskt Vatten. Bilaga 1.

SVOA (2026). *Så renas avloppsvattnet i Stockholm*. <https://www.stockholm-vattenochavfall.se/kunskap/avloppsvatten-och-dagvatten/avloppsrening/> [Hämtad 2026-03-25]

Takman, M., Betsholtz, A., Davidsson, Å., Cimbritz, M., Svahn, O., Karlsson, S., Karstenskov Østergaard, S., Lund Nielsen, J. & Falås, P. (2024). Biological degradation of organic micropollutants in GAC filters—temporal development and spatial variations. *Journal of Hazardous Materials*, 472, artikel-id/sidnummer: 134449. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134449>

Tidskriften VATTEN (2025). Det kvartära miraklet. *VATTEN — tidskrift för vattenvård*, 2025(1), ss. 23-24.

Vatankhah, H., Riley, S.M., Murray, C., Quiñones, O., Steirer, K.X., Dickenson, E.R.V. & Bellona, C. (2019). Simultaneous ozone and granular activated carbon for advanced treatment of micropollutants in municipal wastewater effluent. *Chemosphere*, 234, ss. 845–854.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.082>

Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) (2021). *Vérifications relatives à l'adéquation du processus d'ozonation – Recommandation*. Version 2. Zürich: Swiss Water Association. https://micropoll.ch/wp-content/uploads/2022/01/2021_VSA_E_Verifications-relatives-a-l_ad_V2_neu_f.pdf [Hämtad 2026-04-24]

Vivab (2026). *Avloppsvatten*. <https://vivab.se/vatten-avlopp/avloppsvatten> [Hämtad 2026-04-23]

von Gunten, U., McArdell, C.S., Abegglen, C., Böhler, M., Hollender, J., Joss, A. & Siegrist, H. (2025). Advanced wastewater treatment by ozonation for abatement of micropollutants from municipal wastewater effluents. *Chimia*, 79(7–8), ss. 491–498.
<https://doi.org/10.2533/chimia.2025.491>

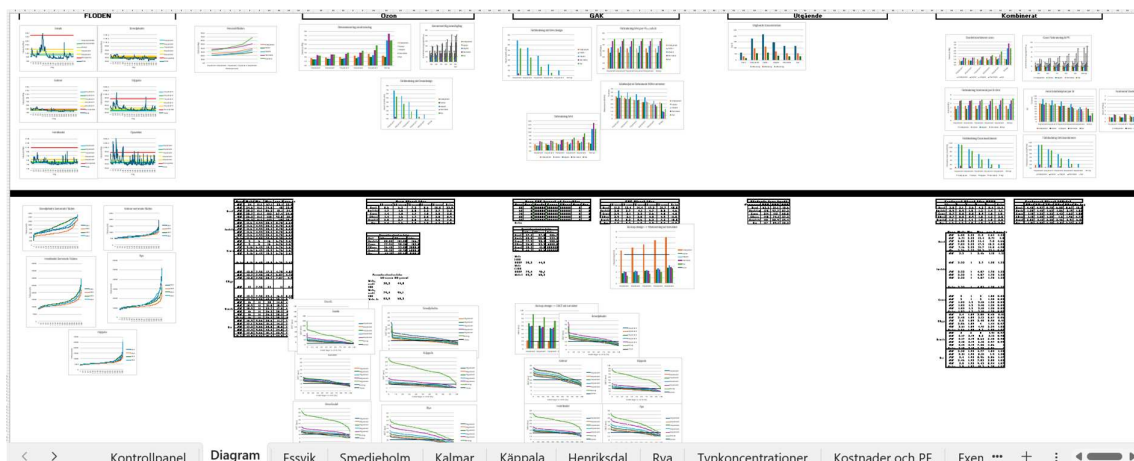
Wunderlin, P. & Bitterwolf, S. (2025). *Micropollutant elimination in Swiss wastewater treatment plants: Experiences and developments*. Zürich: Swiss Water Association (VSA).
https://micropoll.ch/wp-content/uploads/2025/05/20250502_Micropollutant-Elimination-in-Switzerland.pdf [Hämtad 2025-12-29]

Yang, Y., Sik Ok, Y., Kim, K., Kwon, E. & Tsang, Y. (2017). Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and water/sewage treatment plants: A review. *Science of The Total Environment*, 596-597, ss. 303-320.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.102>

Appendix

I appendix följer utklipp från beräkningarna i den modell som skapades i Excel. Vi har valt att enbart visa exempel på beräkningar från ett av verken, Smedjeholm, i syfte att spara plats. Beräkningarna är dock identiskt utförda för samtliga verk. För att kunna se formler med mera i cellerna gärna kontakta författarna.

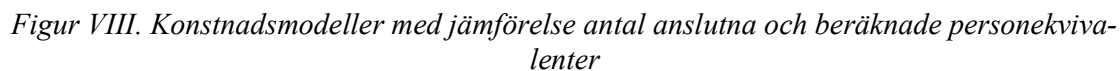
Figur I. Kontrollpanel där inputvariabler för samtliga beräkningar styrs ifrån.



Figur II. Diagrammen och samtliga resultat sammanställs i en flik. Data hämtas från beräkningssidorna.

GAK																		
	50-percentil	60-percentil	70-percentil	80-percentil	90-percentil	Bio kap												
Design GAK filter [m3]	251,7	269,3	296,3	339,3	397,8	333,3												
Flöde genom anläggning							EBCT					Förbrukning						
Flöde [l/p/d]	50-percentil Flöde med förbiledn g [l/p/d]	60-percentil Flöde med förbiledn g [l/p/d]	70-percentil Flöde med förbiledn g [l/p/d]	80-percentil Flöde med förbiledn g [l/p/d]	90-percentil Flöde med förbiledn g [l/p/d]	Biot kap Flöde med förbiledn g [l/p/d]	50-percentil [min]	60-percentil [min]	70-percentil [min]	80-percentil [min]	90-percentil [min]	Biot kap [min]	50-perce ntil	60-perce ntil	70-perce ntil	80-perce ntil	90-perce ntil	Biotka p
120	120	120	120	120	120	120	41,5977961	44,5179063	48,9752066	56,0881543	65,7485565	55,0964187	Antal bäddvolymer per år					
123	123	123	123	123	123	123	40,3743316	43,2085561	47,5347594	54,4385027	63,8128342	53,4759358	29452,7	27520,8	25016,1	21843,6	18634,7	22236,8
126	126	126	126	126	126	126	39,6325459	42,4146882	46,6614713	53,4383202	62,6404199	52,4934383	År till byte					
131	131	131	131	131	131	131	38,0352645	40,7052897	44,7808564	51,2846348	60,1758839	50,3778338	1,0	1,1	1,2	1,4	1,6	1,3
148	148	148	148	148	148	148	33,7053571	36,0714286	39,6830357	45,4464286	53,2722234	44,6426571	Förbrukning GAK [m3/år]					
180	180	180	180	180	180	180	27,706422	29,6513761	32,6201835	37,3571882	43,7908257	36,6972477	247,1	247,1	247,1	247,1	247,1	247,1
186	186	186	186	186	186	186	26,7730496	28,6524823	31,5212766	36,0992308	42,3766028	35,4609329	Förbrukning GAK [l/p/d/år]					
188	188	188	188	188	188	188	26,4448336	28,3012259	31,1348511	35,6567426	41,7968476	35,0262637	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4
189	189	189	189	189	189	189	26,3625305	28,2024433	31,026178	35,5322862	41,6509599	34,904014						
192	192	192	192	192	192	192	25,9005146	27,7186364	30,4939666	34,922813	40,9365352	34,3053173						
195	195	195	195	195	195	195	25,5932203	27,3898305	30,1322034	34,5084746	40,4508475	33,8983051						
195	195	195	195	195	195	195	25,5067568	27,2972973	30,0304054	34,3985919	40,3141832	33,7837638						
195	195	195	195	195	195	195	25,4637437	27,2512648	29,9797639	34,3338954	40,2462057	33,7268128						
196	196	196	196	196	196	196	25,378513	27,1596639	29,8789396	34,2184874	40,1105244	33,6104454						
197	197	197	197	197	197	197	25,2508361	27,0234114	29,729097	34,0468227	39,9096999	33,4448161						
197	197	197	197	197	197	197	25,2508361	27,0234114	29,729097	34,0468227	39,9096999	33,4448161						
197	197	197	197	197	197	197	25,2068811	26,9782972	29,6794658	33,9898133	39,8430718	33,3889916						
198	198	198	198	198	198	198	25,124792	26,8855191	29,5806388	33,768719	39,704825	33,2778702						
199	199	199	199	199	199	199	24,9549839	26,7549839	29,4337748	33,7088093	39,515245	33,1125628						
199	199	199	199	199	199	199	24,9588777	26,7107438	29,385124	33,6528926	39,4479339	33,0578512						
199	199	199	199	199	199	199	24,9588777	26,7107438	29,385124	33,6528926	39,4479339	33,0578512						
200	200	200	200	200	200	200	24,8764415	26,6227348	29,2883031	33,5420099	39,3179572	32,9489232						
200	200	200	200	200	200	200	24,8355263	26,5789474	29,2401316	33,4868421	39,2532895	32,8947368						
201	201	201	201	201	201	201	24,7947455	26,5353038	29,192182	33,4318555	39,1888342	32,8407225						
201	201	201	201	201	201	201	24,7540584	26,4918033	29,1442623	33,3774042	39,1245902	32,7868852						
201	201	201	201	201	201	201	24,7540584	26,4918033	29,1442623	33,3774042	39,1245902	32,7868852						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201	201	201	201	201	24,7135843	26,4484452	29,096563	33,3224223	39,0605565	32,7332242						
201	201	201																

Figur VII. Sammanställning av koncentrationsberäkningar för olika ämnen.



Figur IX. Sammanställning av kostnader från Svenskt Vatten-rapport

Figur X. Samlad rådata för respektive ARV

K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	X	Y	Z	AA	AB	AC	AD	AE	AF	AG	AH	AI	AJ	AK	AL	
			Smedjeholm				Henrikstad				Kalmr				Rya				Käppala									
Dag	2021	2022	2023	2024	2021	2022	2023	2024	2021	2022	2023	2024	2021	2022	2023	2024	2021	2022	2023	2024	2021	2022	2023	2024	2021	2022	2023	2024
1	491	385	194	363	8176,761716	8331,884453	8176,761716	8736,168448	508,456333	492,958333	499,822291	501,916667	7443,33340	****	****	6352	****	****	****	6352	****	****	****	6352	****	****	****	****
2	508	411	492	374	8577,502806	8349,811952	8577,502806	8881,246971	522	490,208333	504,657587	508,708333	7581,6023	****	****	8568	****	****	****	8568	****	****	****	8568	****	****	****	****
3	508	424	500	381	8684,663672	8429,530227	8684,663672	8882,539448	525,458333	491,375	504,877485	509,041667	7628,90277	****	****	8712	****	****	****	8712	****	****	****	8712	****	****	****	****
4	511	425	510	397	8838,022254	8480,016691	8838,022254	8998,030496	527,25	492,583333	519,166627	510,25	7929,6605	****	****	8856	****	****	****	8856	****	****	****	8856	****	****	****	****
5	525	428	522	448	8902,079465	8595,529719	8902,079465	9120,010024	527,583333	492,291667	519,706495	512,666667	7749,06387	****	****	8928	****	****	****	8928	****	****	****	8928	****	****	****	****
6	528	432	524	545	9003,958126	8612,414568	9003,958126	9173,604759	527,708333	493,201667	520,05594	513,25	7952,59142	****	****	8964	****	****	****	8964	****	****	****	8964	****	****	****	****
7	530	432	526	564	9011,529455	8622,594901	9011,529455	9178,096099	530,291667	493,75	520,380519	517,5	8071,13554	****	****	9072	****	****	****	9072	****	****	****	9072	****	****	****	****
8	531	433	531	571	9073,104532	8647,188648	9073,104532	9180,769882	532,833333	495,208333	527,768156	518,625	8135,96927	****	****	9108	****	****	****	9108	****	****	****	9108	****	****	****	****
9	531	438	532	573	9085,132772	8671,281909	9085,132772	9207,950505	533,375	496,625	528,446121	520,583333	8251,32507	****	****	9216	****	****	****	9216	****	****	****	9216	****	****	****	****
10	533	438	532	583	9301,331778	8738,294734	9301,331778	9230,600187	535,208333	499,541667	529,994834	521,166667	8300,19497	****	****	9252	****	****	****	9252	****	****	****	9252	****	****	****	****
11	540	441	540	590	9528,288753	8751,041602	9528,288753	9340,797881	535,375	499,791667	530,092176	521,666667	8305,33997	****	****	9252	****	****	****	9252	****	****	****	9252	****	****	****	****
12	543	446	548	592	9391,452096	8754,362667	9391,452096	9466,228369	536,541667	501,666667	530,588991	525,705333	8310,86431	****	****	9302	****	****	****	9302	****	****	****	9302	****	****	****	****
13	544	447	551	593	9398,096002	8779,6667	9398,096002	9483,381908	536,208333	504,5	531,611916	526,208333	8374,20499	****	****	9324	****	****	****	9324	****	****	****	9324	****	****	****	****
14	545	449	554	595	9409,633959	8780,531862	9409,633959	9547,676726	540,083333	505,083333	532,240491	529,916667	8390,62394	****	****	9364	****	****	****	9364	****	****	****	9364	****	****	****	****
15	546	449	554	598	9508,776606	8878,49933	9508,776606	9592,30889	542,166667	507,541667	532,20984	534,041667	8489,14312	****	****	9324	****	****	****	9324	****	****	****	9324	****	****	****	****
16	549	450	556	598	9534,679611	8950,659551	9534,679611	9607,67642	542,5	510,541667	533,65955	534,541667	8538,88466	****	****	9396	****	****	****	9396	****	****	****	9396	****	****	****	****
17	551	453	557	599	9632,2033	9018,255771	9632,2033	9748,638158	546,5	512,25	534,421097	534,541667	8545,1581	****	****	9396	****	****	****	9396	****	****	****	9396	****	****	****	****
18	554	456	559	601	9708,693561	9073,836847	9708,693561	9751,35606	547,568333	513,125	534,434141	535,541667	8600,41995	****	****	9408	****	****	****	9408	****	****	****	9408	****	****	****	****
19	558	456	565	604	9701,888132	9090,594383	9701,888132	9762,739991	550,541667	513,625	535,217991	536	8695,11699	****	****	9504	****	****	****	9504	****	****	****	9504	****	****	****	****
20	557	457	566	605	9827,42354	9120,380708	9827,42354	9770,620993	553,375	513,75	535,642191	536,916667	8790,47437	****	****	9540	****	****	****	9540	****	****	****	9540	****	****	****	****
21	560	458	570	605	9862,766665	9140,75154	9862,766665	9844,438735	553,791667	514,25	536,728218	537,5	8790,84427	****	****	9576	****	****	****	9576	****	****	****	9576	****	****	****	****
22	560	459	571	607	10084,59391	9187,979649	10084,59391	9857,459097	557	514,791667	537,252931	538,125	8844,2923	****	****	9576	****	****	****	9576	****	****	****	9576	****	****	****	****
23	562	462	573	608	10086,9445	9222,884144	10086,9445	9872,389525	558,833333	515,875	537,841207	538,291667	8895,43755	****	****	9612	****	****	****	9612	****	****	****	9612	****	****	****	****
24	563	462	575	609	10119,81121	9304,468594	10119,81121	9848,264704	559,791667	516,416667	538,08951	538,416667	8922,29158	****	****	9612	****	****	****	9612	****	****	****	9612	****	****	****	****
25	566	462	577	610	10132,77412	9311,255496	10132,77412	9952,751072	560,166667	516,583333	538,216647	538,958333	8983,01184	****	****	9684	****	****	****	9684	****	****	****	9684	****	****	****	****
26	568	463	582	610	10143,29346	9399,70771	10143,29346	9990,973696	562,791667	519,833333	538,638991	541,333333	9029,79927	****	****	9702	****	****	****	9702	****	****	****	9702	****	****	****	****
27	570	464	583	611	10263,02313	9385,151517	10263,02313	9963,273149	565,208333	517,666667	539,606575	543,041667	9059,38952	****	****	9756	****	****	****	9756	****	****	****	9756	****	****	****	****
28	571	465	585	612	10279,74867	9408,091511	10279,74867	9973,224605	565,708333	518,5	539,753767	543,166667	9060,59621	****	****	9756	****	****	****	9756	****	****	****	9756	****	****	****	****
29	571	465	587	612	10280,49578	9410,803345	10280,49578	9990,004899	565,875	518,875	539,869084	543,333333	9059,72353	****	****	9756	****	****	****	9756	****	****	****	9756	****	****	****	****
30	572	466	588	613	10302,47757	9438,1672	10302,47757	10000,140096	566	522,016667	540,369621	543,541667	9129,51055	****	****	9792	****	****	****	9792	****	****	****	9792	****	****	****	****
31	575	468	591	613	10351,90408	9438,828423	10351,90408	10017,45261	567,208333	521,166667	540,541469	543,708333	9201,61039	****	****	9792	****	****	****	9792	****	****	****	9792	****	****	****	****
32	577	469	594	614	10392,79882	9454,267358	10392,79882	10039,7689	570,041667	521,25	540,919095	544,125	9211,92779	****	****	9828	****	****	****	9828	****	****	****	9828	****	****	****	****
33	580	473	598	615	10419,70176	9462,709712	10419,70176	10076,87848	574,75	522,166667	541,508403	544,416667	9221,25804	****	****	9828	****	****	****	9828	****	****	****	9828	****	****	****	****
34	585	474	599	616	10437,25885	9519,789716	10437,25885	10080,40996	574,916667	522,5	541,929184	544,666667	9237,74084	****	****	9828	****	****	****	9828	****	****	****	9828	****	****	****	****
35	586	474	601	616	10472,39404	9585,344182	10472,39404	10156,536	575,875	522,833333	542,223993	544,791667	9264,17564	****	****	9864	****	****	****	9864	****	****	****	9864	****	****	****	****
36	586	476	604	619	10512,52126	9598,964236	10512,52126	10164,2125	578,125	524,416667	542,700034	548,583333	9264,37828	****	****	9908	****	****	****	9908	****	****	****	9908	****	****	****	****
37	587	477	606	622	10520,97952	9601,056271	10520,97952	10174,18836	578,416667	524,488333	542,522771	547,791667	9270,12007	****	****	9908	****	****	****	9908	****	****	****	9908	****	****	****	****
38	587	478	608	623	10560,35754	9779,741666	10560,35754	10206,62853	578,125	524,458333	543,382919	551,291667	9311,55649	****	****	9908	****	****	****	9908	****	****	****	9908	****	****	****	****
39	590	479	617	633	10594,03174	9817,224059	10594,03174	10208,888	585,054337	526,125	543,366487	551,708333	9329,0874	****	****	9936	****	****	****	9936	****	****	****	9936	****	****	****	****

Henriksdal	Rya	Typkoncentrationer	Kostnader och PE	Exempel Kostnader	Flöden Rådاتا	Sorterade flöden	Tyanläggning	+	:	◀	▶

Figur XI. Sorterade flödesdata för respektive verk.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S
1																			
2																			
3																			
4																			
5	Input	Typanläggning	Parameter	Varde	Enhet														
6			Personer	80	%														
7			Planeringsdag	20 000	st														
8			Antal personer	20 000	st														
9			Teknik	Clooning															
10				100	ngL														
11			Tillkostnad	100	%														
12			Ozondos	6	mg30L														
13			GAR Interact	4	mgL														
14			GAK Vitealning	5	mH														
15			Kostnad Eit	2	lufkWh														
16			Spilvatten	5,83	Ljph														
17			DCC	12	ngL														
18			Massa	5833,333333	Ungt														
19			Koncentration Inlt	6525,860431	ngL														
20																			
21																			
22																			
23																			
24																			
25	Output		Totala flöden	18	m3h														
26			Planed flöden	230	m3h														
27			Förbild flöden	238	m3h														
28			Yta GAK flöden	46	m3														
29			Volym GAK	92	m3														
30			EBCT																
31			Volym	7	m3														
32			Upphöllstid O3-bast	0,03	h														
33			Isärslagsning O2o	2181	Lwh el h														
34			Isärslagsning O2h	2182	Lwh el 2h														
35			Isärslagsning GAI	0	Lwh el h														
36			Isärslagsning GAI	0	kg GAK														
37			CAPEK	38,4	m3														
38			CAPEK	44	m3														
39			Utlöde massa	1853	kg/h														
40				16,23	µg/h														
41																			
42																			
43																			
44																			
45																			
46																			
47																			
48																			
49																			
50																			
51																			
52																			
53																			
54																			
55																			
56																			
57																			
58																			
59																			
60																			
61																			
62																			
63																			
64																			
65																			
66																			
67																			
68																			
69																			
70																			
71																			
72																			
73																			
74																			
75																			
76																			
77																			
78																			
79																			
80																			
81																			
82																			
83																			
84																			
85																			
86																			
87																			
88																			
89																			
90																			
91																			
92																			
93																			
94																			
95																			
96																			
97																			
98																			
99																			
100																			