SMED Rapport Nr 12 2024

Sammanställning av läkemedelsprojekt:

Bedömning och prediktion av mikroföroreningar vid svenska avloppsreningsverk

IVL Svenska Miljöinstitutet

Linda Önnby, IVL

Christian Baresel, IVL

Erland Björklund, Malmö universitet

Lisa Gren, IVL

Agnes Olsson, IVL

Magnus Rahmberg, IVL

Avtal: NV-04048-24

På uppdrag av Naturvårdsverket

Utgivare: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut

Adress: 601 76 Norrköping

Startår: 2006

ISSN: 1653-8102

SMED utgör en förkortning för Svenska MiljöEmissionsData, som är ett samarbete mellan IVL Svenska Miljöinstitutet, Statistikmyndigheten SCB, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). Samarbetet inom SMED inleddes 2001 med syftet att långsiktigt samla och utveckla den svenska kompetensen inom emissionsstatistik kopplat till åtgärdsarbete. På uppdrag av Naturvårdsverket samt Havs- och vattenmyndigheten säkerställer SMED framtagandet av underlag till Sveriges internationella rapportering avseende utsläpp till luft, vatten, avfall och farliga ämnen. Miljöstatistik tas även fram för nationella och regionala behov, såsom för uppföljningen inom det svenska miljömålssystemet där SMED bidrar med underlag till både etappmål och miljökvalitetsmål. SMED utvecklar även nya metoder och tar fram statistik för uppföljning av Sveriges nationella avfallsplan och avfallsförebyggande program. Mer information finns på SMED:s webbplats www.smed.se.

Innehåll

SAMMANFATTNING 7

SUMMARY 9

1 INLEDNING 11

1.1 Syfte och problemställning 11

1.2 Regelverk för organiska mikroföroreningar 12

1.2.1 Nya avloppsdirektivet 12

1.2.2 Prioämnesdirektivet 13

1.3 Projektorganisation 14

2 URVAL AV LÄKEMEDELSPROJEKT 15

2.1 Identifiering av samtliga rapporter 15

2.1.1 Avgränsningar 15

2.1.2 Vilka data vill vi samla in? 16

2.2 Inhämtning av analysdata 17

2.2.1 Metadata 17

2.2.2 Omfattning av datasetet 18

2.3 Hantering av kvantifieringsgräns och detektionsgräns 20

2.3.1 Hantering av kvantifieringsgräns 21

2.3.2 Hantering av detektionsgräns 21

2.4 Kvalitetsgranskning och validering av inmatade data 22

2.4.1 Generella felkällor och deras orsaker 22

2.4.2 Exempel från reningsverk och avvikelser 24

2.4.3 Sammanfattning av kvalitetsgranskningen 24

2.5 Exempel från datasetet 24

3 DATA FÖR MIKROFÖRORENINGAR I VATTEN 27

3.1 Datasetets struktur och innehåll 27

3.1.1 Haltvariationer 29

3.1.2 Reningseffektivitet 32

3.1.3 Recipientstatus och recipientpåverkan 33
3.1.4 Utspädning av avloppsplymen 35
3.1.5 Trender 36
3.2 Begränsningar i datasetet 38
3.2.1 Analysdata 38
3.2.2 Metadata som saknas 38
3.3 Användningsmöjligheter 39
3.4 Utvecklingsmöjligheter 40
3.4.1 Prioriteringar av provtagning och analys 40
3.4.2 Komplettering med data från andra projekt 40
3.4.3 Underlag eller komplettering till miljödatabaser 40

4 OLIKA MODELLER OCH ANSATSER FÖR BESKRIVNING AV HALTER AV MIKROFÖRORENINGAR 42

4.1 Faktoranalys – vilka parametrar spelar roll? 42
4.2 Excelverktyg för utläsning av specifika data för miljöpåverkan 46
4.2.1 Indata och information 47
4.2.2 Resultat och tolkning 48
4.2.3 Tillämpningsexempel 49
4.3 Utvärdering av en försäljningsbaserad modell för prediktion av läkemedel i avloppsvatten 49
4.3.1 Utvärdering av den försäljningsbaserade modellen på flera undersökta avloppsreningsverk i Region Skåne 53
4.3.2 Begränsning med försäljningsbaserade modeller 56

5 UTSPÄDNING OCH KVARTÄR RENING: PÅVERKAN PÅ RECIPIENTENS FÖRORENINGSHALTER 57

5.1 Betydelsen av utspädningsfaktorn i recipienten 57
5.2 Effekten av kvartär rening på recipientens föroreningshalter? 58
5.2.1 Exempel med ämnen från avloppsdirektivet 58
5.2.2 Exempel från prioämnesdirektivet 62

6 SLUTSATS OCH UTBLICK 68

6.1 Sammanfattande slutsatser 68

6.2 Utblick och lärdomar inför framtiden 69

7 REFERENSER 71

8 BILAGA 74

8.1 Avloppsreningsverk som ingår i sammanställningen 74

8.2 Beskrivning av ingående läkemedel 75

8.3 Statistik över analysdata 76

Sammanfattning

SMED utgör en förkortning för Svenska MiljöEmissionsData, som är ett samarbete mellan IVL, SCB, SLU och SMHI.

Det har nu gått drygt tio år sedan frågan om organiska mikroföroreningar vid svenska avloppsreningsverk började uppmärksammas. Sedan dess har flera kommuner, avloppsreningsverk och VA-organisationer runt om i Sverige arbetat intensivt med frågan. Med stöd från Naturvårdsverket har ett flertal förstudier och pilotprojekt genomförts för att undersöka specifika reningsmöjligheter vid olika avloppsreningsverk. Naturvårdsverkets satsning pågick mellan 2018 och 2023 och resulterade i ett 70-tal rapporter, som i sin helhet innehåller en stor mängd kemiska analysresultat av organiska mikroföroreningar såsom läkemedel, antibiotika och hormoner.

Denna rapport sammanfattar och vidareutvecklar resultaten från en andel av ovan nämnda studier. Denna rapport undersöker förekomsten, spridningen och hanteringen av läkemedel och andra mikroföroreningar i svenska avloppsreningsverk. Syftet är att förbättra förståelsen för utsläppens påverkan på recipienten, analysera metoder för att prediktera halter i avloppsvatten och utvärdera effekten av avancerad rening.

I **kapitel 1** ges en bakgrund till mikroföroreningars ursprung, spridning och påverkan på miljön, med särskilt fokus på läkemedel. Nuvarande och kommande lagkrav diskuteras, inklusive EU:s avloppsdirektiv och prioriterade ämnesdirektivet, som ställer ökade krav på rening av avloppsvatten.

I **kapitel 2** beskrivs det sammanställda datasetet som används i studien, med data från svenska avloppsreningsverk mellan 2018 och 2024. Datasetet innehåller information om läkemedelskoncentrationer, avloppsflöden och recipientförhållanden, samt metadata om reningsverkens kapacitet och tekniska lösningar.

I **kapitel 3** analyseras hur mikroföroreningar transporteras och späds ut i recipienter. En viktig faktor är variationen i utspädning mellan olika typer av vattendrag och årstider, vilket påverkar hur höga halterna blir i miljön. Tidigare studier och nationella mätprogram används som referens.

I **kapitel 4** presenteras olika metoder för att analysera och prediktera läkemedelskoncentrationer i avloppsvatten. Faktoranalys och multivariat analys används för att undersöka sambandet mellan olika parametrar som kväverening, antal anslutna personer och inkommande halter. En försäljningsbaserad modell utvärderas för att prediktera läkemedelskoncentrationer baserat på försäljningsdata, med diklofenak som

exempel. Resultaten visar att modellen kan ge en god uppskattning av utsläpp, men att osäkerheter finns, särskilt kring exkretionsfaktorer och försäljningsdata på lokal nivå.

I **kapitel 5** diskuteras kvartär rening, inklusive ozonering och aktivt kol, som tekniker för att minska utsläppen av mikroföroreningar. Effektiviteten varierar mellan olika ämnen, och valet av indikatorsubstanser är avgörande för att korrekt kunna rapportera reningseffekten.

I **kapitel 6** presenteras slutsatser och rekommendationer. Rapporten visar att en kombination av kemiska analyser, prediktionsmodeller och avancerad reningsteknik behövs för att effektivt hantera mikroföroreningar i avloppsvatten. För att förbättra prediktionen krävs mer detaljerade data om försäljning, förbrukning och recipientförhållanden. En viktig framtida fråga är hur utspädningsfaktorn kan inkluderas i analyser för att bättre förutsäga koncentrationerna i recipienten.

Nyckelord: organiska mikroföroreningar, prediktion, recipient, modellering, miljörisk, utspädning.

Summary

SMED stands for Svenska MiljöEmissionsData, a collaboration between IVL, SCB, SLU, and SMHI.

It has now been over a decade since the issue of organic micropollutants at Swedish wastewater treatment plants first gained attention. Since then, several municipalities, wastewater treatment plants and water utilities across Sweden have worked intensively on this issue. With support from the Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket), numerous feasibility studies and pilot projects have been conducted to explore specific treatment options at different wastewater treatment plants.

Naturvårdsverket's initiative was conducted between 2018 and 2023 and resulted in around 70 reports, which collectively contain a vast amount of chemical analysis data on organic micropollutants, including pharmaceuticals, antibiotics, and hormones.

This report summarizes and further develops the results from a selection of the studies mentioned above. The report investigates the occurrence, distribution, and treatment of pharmaceuticals and other micropollutants in Swedish wastewater treatment plants. The aim is to improve the understanding of their environmental impact, analyze methods for predicting wastewater concentrations, and evaluate the effectiveness of advanced treatment technologies.

Chapter 1 provides background information on the sources, distribution, and environmental effects of micropollutants, with a focus on pharmaceuticals. Current and upcoming regulations are discussed, including the EU Urban Wastewater Treatment Directive and the Priority Substances Directive, which impose stricter treatment requirements.

Chapter 2 describes the compiled dataset used in the study, covering data from Swedish wastewater treatment plants between 2018 and 2024. The dataset includes information on pharmaceutical concentrations, wastewater flows, and conditions of the receiving water, as well as metadata on treatment plant capacity and technologies.

Chapter 3 analyzes how micropollutants are transported and diluted in receiving water bodies. The variation in dilution between different water bodies and seasons is a key factor influencing environmental concentrations. Findings from previous studies and national monitoring programs are referenced.

Chapter 4 presents different methods for analyzing and predicting pharmaceutical concentrations in wastewater. Factor analysis and

multivariate analysis are used to explore correlations between parameters such as nitrogen removal, population size, and incoming concentrations. A sales-based model is evaluated for predicting pharmaceutical concentrations based on sales data, using diclofenac as an example. The results show that the model provides reasonable estimates but has uncertainties, particularly regarding excretion factors and local sales data.

Chapter 5 discusses quaternary treatment, including ozonation and activated carbon, as techniques to reduce micropollutant emissions. Efficiency varies between substances, and the choice of indicator substances is crucial for accurately reporting treatment performance.

Chapter 6 presents conclusions and recommendations. The report highlights that a combination of chemical analysis, predictive models, and advanced treatment technologies is necessary to effectively manage micropollutants in wastewater. To improve predictions, more detailed data on pharmaceutical sales, consumption, and recipient conditions are required. A key future challenge is integrating the dilution factor into analyses to better estimate final concentrations in the receiving water.

Keywords: organic micropollutants, prediction, receiving water, modelling, environmental risk, dilution.

1 Inledning

Sedan 2018 har Naturvårdsverket finansierat 70 förstudier, pilotstudier och investeringsprojekt om rening av organiska mikroföroreningar med 223 miljoner kronor. Dessa har genomförts av svenska VA-organisationer med stöd från forskningsinstitut och konsultbyråer. Bidragen har finansierat studier om organiska mikroföroreningar såsom läkemedelsrester eller hormoner, dess förekomst vid svenska avloppsreningsverk och hur de påverkar mottagande recipienter. Utredningarna har även handlat om att utvärdera reningstekniker som kan åtgärda och minska koncentrationen av organiska mikroföroreningar i avloppsvatten, hur dessa tekniker bör dimensioneras och en kostnadsbedömning av desamma. De sista projekten redovisade sina resultat under 2024.

1.1 Syfte och problemställning

Syftet med projektet är att sammanställa och analysera resultaten från projekt som behandlat rening av organiska mikroföroreningar, vilka har beviljats statliga bidrag för förstudier och investeringar mellan 2018 och 2024. Urvalet begränsas till projekt under denna period som genomförts med stöd från IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL), SWECO Sverige (SWECO) och Högskolan Kristianstad (HKR) eftersom dessa aktörer har använt sig analysresultat utförda på två samstämmiga analyslaboratorier, vilket har skapat en viss harmonisering av dataunderlaget (se vidare beskrivning i avsnitt 2.1.1). Det långsiktiga målet är att utveckla ett kunskapsunderlag och ett verktyg som kan bidra med att öka förståelsen och eventuellt av mikroföroreningar i utgående vatten från svenska avloppsreningsverk baserat på storlek och driftsförhållanden. Verktyget kan stödja myndigheter, såsom Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten, i att prioritera reningsverk som utgör risk för ytvatten och vägleda insatser för avancerad rening eller andra samhällsåtgärder uppströms reningsverket vid införande av EU-direktiv för läkemedelsrening. Sammantaget möjliggör denna datasammanställning en effektiv identifiering av de anläggningar som kan behöva vidare utvärdering genom provtagning och analys.

1.2 Regelverk för organiska mikroföroreningar

1.2.1 Nya avloppsdirektivet

I november 2024 antogs det nya avloppsdirektivet som ersätter det tidigare från 1991 (91/271/EEC). Det nya direktivet innebär en rad nya krav, inklusive uppföljning av specifika ämnen som kan utgöra risker för miljön. Avseende utökad rening av mikroföroreningar omfattar direktivet en lista över indikatorämnen, däribland läkemedelsrester och vissa hormonstörande ämnen, som ska övervakas och avskiljas med en effektivitet i medel på minst 80 %. Samtliga indikatorsubstanser visas i Tabell 1. Dessa indikatorsubstanser är utvalda på basis av att de är svårnedbrytbara ämnen och förväntas därför inte avskiljas i någon större utsträckning över avloppsreningsverket vid frånvaro av kvartär rening. Direktivet föreslår att 80 % rening ska beräknas för minst sex ämnen, varav det bör väljas dubbelt så många från kategori 1 jämfört med kategori 2. Avskiljningen ska vidare gälla från inlopp till utlopp av renat avloppsvatten.

Alla tolv indikatorsubstanser som omfattas av avloppsdirektivet finns inte med i det aktuella datasetet. Endast ett fåtal projekt mot slutet av projektperioden har inkluderat analyser av dessa ämnen. Av de tolv indikatorsubstanserna i Tabell 1 återfinns dock ämnen som analyserats och följts upp i majoriteten av förstudierna, vilka alla är markerade med *. Här finns exempel såsom diklofenak och karbamazepin, där det alltså finns ett omfattande dataunderlag. Inga generella slutsatser kring avskiljningsförmågan för ämnen med begränsat dataunderlag kan däremot dras. Detta gäller flera av indikatorsubstanserna, vilka är markerade med ”a” i Tabell 1.

*Tabell 1. Tolv organiska mikroföroreningar som utgör indikatorsubstanser för kategori 1 och 2 i det nya avloppsdirektivet. Ämnen från kategori 1 avskiljs mycket enkelt med kvartär rening, medan kategori 2 avskiljs enkelt med kvartär rening. De ämnen som markeras med * har ingått i vår sammanställning medan substanser markerade med [a] inte har ingått.*

Beskrivning	**Namn**
Kategori 1	Amisulprid[a]
	Karbamazepin*
	Citalopram*
	Klaritromycin*
	Diklofenak*
	Hydroklorotiazid[a]
	Metoprolol*
	Venlafaxin*
Kategori 2	Benzotriazol[a]
	Kandesartan[a]
	Irbesartan[a]
	Blandning av 4- och 6-methylbenzotriazol[a]

*[a] Dessa substanser finns det ett begränsat underlag av.*Dessa ämnen ingår i sammanställningen.*

1.2.2 Prioämnesdirektivet

Det prioriterade ämnesdirektivet (EQS-direktivet) fastställer miljökvalitetsnormer för ytvatten och ställer krav på avskiljning av vissa prioriterade ämnen, såsom PFAS, tungmetaller och specifika organiska mikroföroreningar, för att uppnå god kemisk status. Dessa ämnen utgör en viktig del av de nya kraven för både avloppsreningsverk och vattenverk, särskilt de som påverkar känsliga recipienter.

I denna rapport kommer vi att jämföra det sammanställda datasetet med regelverket i prioriterade ämnesdirektivet. I vissa fall saknas det analyser för att en utvärdering kan göras, så är till exempel fallet med den nya parametern för $\sum PFAS24_{PFOAekv}$ och här kommer vi istället att jämföra med analys av perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA) som återfinns i datasetet. En jämförelse kan vara värdefull för att vi i framtiden ska kunna förstå vilka recipienter som eventuellt ligger i riskzonen och kan behöva följas upp framgent. De ämnen som omfattas av prioämnesdirektivet visas i Tabell 2.

Tabell 2. Befintliga gränsvärden och bedömningsgrunder för god kemisk och ekologisk status visas till vänster i tabellen. Gränsvärden för god kemisk status enligt ändringsförslaget av ämnesdirektivet för prioriterade ämnen visas till höger.

Ämne (ng/l)	**HVMFS 2019:25 Årsmedel/Maximal halt**		**Nya direktivförslaget Årsmedel/Maximal halt**	
	Kustvatten	**Inlandsvatten**	**Kustvatten**	**Inlandsvatten**
Hormoner				
Östron (E1)			**0,018/-**	**0,36/-**
Östradiol (E2)	**0,08/-**	**0,4/-**	**0,009/-**	**0,18/-**
Etinylöstradiol (EE2)	**0,007/-**	**0,035/-**	**0,0016/-**	**0,017/-**
Läkemedel				
Azitromycin			**1,9/18**	**19/180**
Karbamazepin			**250/160 000**	**2 500/1 600 000**
Ciprofloxacin	**-/100**	**-/100**		
Klaritromycin			**13/13**	**130/130**
Diklofenak	**10/-**	**100/-**	**4/25 000**	**40/250 000**
Erytromycin			**50/100**	**500/1 000**
Ibuprofen			**22/-**	**220/-**
Fenoler				
Bisfenol A	**110/-**	**1 600/2 700**	**0,034/-**	**0,034/130 000**
Nonylfenol	**300/2 000**	**300/2 000**	**1,8/170**	**37/2 100**
Oktylfenol	**10/-**	**100/-**	**10/-**	**100/-**
PFAS				
∑PFAS11	**-/90**	**-/90**		
$\sum PFAS24_{PFOAekv}$			**4,4/-**	**4,4/-**
PFOS	**0,13/7 200**	**0,65/36 000**		

1.3 Projektorganisation

Projektet har letts av IVL Svenska Miljöinstitut med Linda Önnby som projektledare och senior expert, tillsammans med de seniora experterna Christian Baresel och Magnus Rahmberg samt juniora handläggarna Lisa Gren och Agnes Olsson. Linda har ansvarat för projektledning, konceptualisering, datainsamling, modellvalidering och rapportskrivning. Christian har fokuserat på konceptualisering, datavalidering och rapportskrivning, medan Magnus har bidragit med sin specialistkompetens inom modellering. Lisa har arbetat med dataverifiering och registrering medan Agnes har modellerat data.

Förutom IVL har Malmö universitet deltagit i projektet genom Erland Björklund, som varit inhyrd som senior expert och underkonsult. Erland har bidragit med konceptualisering, datainsamling, utveckling av modeller och rapportskrivning.

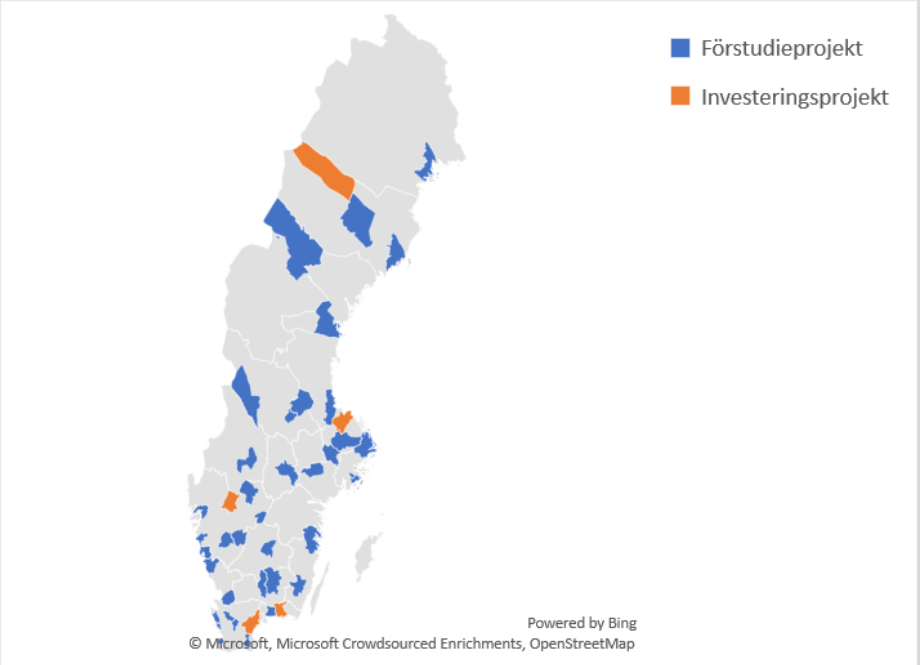
Projektet har genomgått en granskning av Oscar Samuelsson från IVL, som är senior expert inom modellering och avloppsvattenrening.

2 Urval av läkemedelsprojekt

Detta kapitel beskriver hur urvalet av rapporterna har gjorts, vilka avgränsningar som har behövts och hur detta har inverkat på antalet rapporter inklusive dataunderlag som ingått i sammanställningen av datasetet. Utöver detta diskuteras även hur kvantifierings- och detektionsgränser hanteras samt hur kvalitetsgränser har hanterats. Slutligen presenteras lite exempel från datasetet.

2.1 Identifiering av samtliga rapporter

Majoriteten av de finansierade projekten från Naturvårdsverket har varit förstudier, medan närmare tio projekt har utgjorts av investeringar i infrastruktur. Omkring 60 kommuner har mottagit bidrag, vilket innebär att vissa kommuner har genomfört mer än ett projekt under den aktuella perioden. Figur 1 visar den geografiska fördelningen av de 70 projekten.



Figur 1. Geografisk spridning av samtliga förstudie- och investeringsprojekt som finansierats av Naturvårdsverket från 2018 till och med 2023.

För detta projekt, med målsättningen att sammanställa alla insamlade analysdata, har vi valt att göra en avgränsning som motiveras i följande avsnitt.

2.1.1 Avgränsningar

I de projekt där kemiska analyser utfördes anlitades flera olika laboratorier för att kvantifiera koncentrationerna av olika läkemedel och andra organiska

mikroföroreningar i vattenmatriserna. Det är välkänt att analysresultat för en och samma analys kan skilja mellan olika laboratorier, vilket beror på en rad faktorer. I denna rapport förs ingen fördjupad diskussion kring detta men man måste vara medveten om att de mätvärden som rapporteras i de olika rapporterna sannolikt inte alltid är helt jämförbara. Samtidigt kan man konstatera att det gjorts nationella ansträngningar för att jämföra olika laboratoriers resultat i så kallade interkalibreringsstudier ledda av laboratoriet MoLab på HKR, (Björklund & Svahn, 2017; Svahn, 2023). Av dessa studier framgår tydligt att vissa ämnen är lättare att analysera och ger förhållandevis jämförbara resultat mellan olika laboratorier, särskilt om koncentrationerna inte ligger alltför nära kvantifieringsgränsen. Parametrar som kan förorsaka problem är vatten som innehåller mycket organiskt material såsom inkommande avloppsvatten medan recipientvatten ofta innehåller så låga koncentrationer att ämnena nätt och jämnt är detekterbara eller helt enkelt ligger under detektionsgränsen. I den senaste interkalibreringsstudien (Svahn, 2023) konstaterades att det generellt sett rådde god samstämmighet mellan de rapporterade koncentrationerna från MoLab (HKR) och de från IVL:s laboratorium i Stockholm. Till exempel uppmättes diklofenak i utgående avloppsvatten till 2130 ng/l och 2267 ng/l av MoLab respektive IVL, medan SLU rapporterade en diklofenak-koncentration på 1057 ng/l. UmU:s analys av samma prov visade en koncentration på 157 ng/l. För en detaljerad redovisning av analysernas utförande, antal replikat samt relativa standardavvikelser hänvisas till originalrapporten (Svahn, 2023).

Mot bakgrund av dessa interkalibreringsstudier av de olika organisk-kemiska analyslaboratorierna har vi inom detta projekt beslutat att välja ut IVL och HKR som de bäst lämpade laboratorierna att samla in analysdata från. Dessa laboratorier utförde även majoriteten av de genomförda projekten finansierade av Naturvårdsverket. Detta val kom därmed också att bli styrande för urvalet av projekt till datainsamlingen. Samtidigt utfördes majoriteten av de kemiska analyserna i projekten av antingen MoLab eller IVL.

2.1.2 Vilka data vill vi samla in?

Provtagningsmetoderna samt genomförandet av provinsamlingen varierade med provtagningspunkt bland de rapporter som vi avsåg att inkludera i sammanställningen. Med hänsyn till denna variation beslutade vi att sammanfatta data från provpunkter såsom inkommande och utgående avloppsvatten samt upp- och nedströms reningsverkets utsläppspunkt. Vi valde att inkludera data från dygns- och veckoprover vid reningsverken, medan recipientproverna vanligtvis motsvarades av stickprov. De ämnen

som inkluderades för datasammanställningen motsvarar Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen, med vissa undantag. Ämnena som sammanställdes visas i Tabell 3 och i Tabell B2, i Bilagan återfinns de även med respektive användningsområde och CAS-nummer.

Tabell 3. Ämnen som inkluderats i datasammanställningen

Ämne	Beskrivning	Ämne	Beskrivning
Atenolol	Betablockerare	Paracetamol	Smärtstillande
Ciprofloxacin	Antibiotikum	Propranolol	Betablockerare
Citalopram	Antidepressiv	Sertralin	Antidepressiv
Klaritromycin	Antibiotikum	Sulfametoxazol	Antibiotikum
Diklofenak	Antiinflammatorisk	Tramadol	Smärtstillande
Erytromycin	Antibiotikum	Trimetoprim	Antibiotikum
Flukonazol	Svampmedel	Venlafaxin	Antidepressiv
Furosemid	Vätskedrivande medel	Zolpidem	Sömnmedel
Ibuprofen	Antiinflammatorisk	Östron (E1)	Hormon
Karbamazepin	Antiepileptikum	Östradiol (E2)	Hormon
Ketokonazol	Svampmedel	Etinylöstradiol (EE2)	Hormon
Losartan	Receptorblockerare	BPA - bisfenol A	Hormonstörande ämne
Metotrexat	Immunosuppressiv	PFOA	Persistent organisk förorening
Metoprolol	Betablockerare	PFOS	Persistent organisk förorening
Naproxen	Antiinflammatorisk	YES	Östrogentest
Oxazepam	Ångestdämpande		

Under de inledande diskussionerna satte vi upp krav för de analysdata som skulle inkluderas i datasammanställningen, däribland att det skulle finnas fyra provpunkter och minst tre provtagningar per provpunkt. Dessa krav reviderades senare till att endast omfatta använt analyslaboratorium. Om kraven hade upprätthållits i sin helhet skulle antalet projekt minska avsevärt, och färre än hälften av nuvarande datapunkter hade då kunnat inkluderas.

2.2 Inhämtning av analysdata

Utifrån nämnda diskussioner kring vilken typ av data som är relevant för sammanställningen har vi inom projektet kunnat identifiera totalt 31 projekt där analysdata motsvarade analysdata från MoLab eller IVL. Utifrån dessa kriterier består den slutgiltiga datasammanställningen av data från 51 avloppsreningsverk, vilka listas i Tabell B1, Bilaga 1.

2.2.1 Metadata

Utöver att sammanställa analysdata har beskrivande data, s.k. metadata, även varit aktuell att inkludera för datasetet. På ett generellt plan är metadata avgörande för datavärdskap inom kemisk analys, eftersom det ger kontext och detaljerad information som är nödvändig för att förstå, tolka och använda analysdata på ett korrekt sätt. Metadata beskriver de

omständigheter under vilka proverna samlades in, hur analyserna genomfördes, och vilka metoder och instrument som användes. Detta gör att data blir spårbara, jämförbara och återanvändbara, vilket är centralt för att säkerställa kvalitet och trovärdighet inom kemisk analys.

Inom detta projekt har vi därför valt att inkludera metadata i den mån det var möjligt. Vi har till exempel inkluderat information om provplats, typ av provtagning såsom veckoprov, dygnsprov eller stickprov. Information om reningsverket har också inkluderats där faktisk och dimensionerad belastning (pe) har ingått, typ av reningsprocess, det vill säga med eller utan kväverening, typ och namn på recipient, årsvolym avloppsvatten som behandlas på avloppsreningsverket, flödet på avloppsreningsverket vid provtagningen och spädningsfaktorn i recipienten. Någon information om andelen tillskottsvatten har inte kunnat inkluderas i metadatan, vilket annars hade varit fördelaktigt eftersom det påverkar utspädningsgraden för avloppsvattnet.

Beskrivande data har flera fördelar för denna typ av datasammanställning då den kan verka förklarande för olika datautfall, men även indikera hur mycket en parameter inverkar på det totala datasetet.

2.2.2 Omfattning av datasetet

Efter att endast data från MoLab och IVL inkluderats i datasetet omfattade det slutgiltiga datasetet 22 092 datapunkter exklusive metadata. Maximalt kunde ett enskilt projekt ha upp till fem olika provtagningspunkter i form av inkommande och utgående avloppsvatten, upp- och nedströms avloppsreningsverk samt i några fall provtagningspunkter i kustbandet. Recipienten till avloppsreningsverk kan alltså utgöras av både ytvatten och kustområde. Dessa provtagningspunkter varierar i antal både avseende provplats och tidsperiod (år).

Tabell 4 visar hur denna variation ser ut i siffror och även hur fördelningen är mellan MoLab och IVL-labb för det totala datasetet, där IVL:s antal prover visas i parentes. Totalt sett utgör proverna som analyserats av IVL 63 % av datasetet, medan prover från MoLab står för resterande 37 %.

Tabell 4. Matris över datasetet avseende antal datapunkter och fördelning över år.

År	Antal avlopps-reningsverk	Antal prover totalt (antal prov IVL)				
		Inkommande	**Utgående**	**Uppströms**	**Nedströms**	**Kust**
2018	1	1 (1)	1 (1)	1 (1)	1 (1)	n.a.[a]
2019	9	29 (22)	30 (23)	6 (6)	17 (17)	n.a.[a]
2020	10	36 (20)	45 (22)	14 (13)	33 (26)	6 (0)
2021	26	27 (21)	62 (24)	14 (10)	41 (19)	24 (0)
2022	29	89 (62)	89 (60)	27 (19)	75 (50)	2 (2)
2023	13	38 (31)	40 (29)	16 (16)	31 (21)	2 (2)
2024	1	1 (1)	1 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Totalt antal prov (antal prov IVL)		242 (158)	268 (160)	78 (65)	197 (133)	34 (4)

[a]*n.a., ej applicerbart*

2.3 Hantering av kvantifieringsgräns och detektionsgräns

Vid sammanställningen av analysdata behövde vi hantera det faktum att LOQ (limit of quantification) och LOD (limit of detection) inte är densamma för olika laboratorier och provomgångar. Inom analytisk kemi används LOQ och LOD som viktiga parametrar för att bedöma en analysmetods känslighet och noggrannhet.

LOD anger den lägsta koncentrationen av ett ämne som en analytisk metod kan upptäcka, men inte nödvändigtvis kvantifiera med tillförlitlighet. Den bestäms ofta genom att mäta signalen från en serie blankprov (prover utan analyten) och därefter räknar man fram ett medelvärde och en standardavvikelse för brusnivån. LOD definieras då vanligtvis som:

LOD = medelvärdet av bruset + 3 x standardavvikelsen av bruset, där LOD motsvarar 97,5 % sannolikhet om vi antar att bruset är normalfördelat.

När det gäller LOQ anger det den lägsta koncentrationen av analyten som kan kvantifieras med acceptabel precision och noggrannhet. LOQ definieras som:

LOQ = medelvärde av bruset + 10 x standardavvikelsen av bruset vid mätning av blankprov

Detta innebär att LOQ är tröskeln där mätdata inte bara kan upptäckas utan också kvantifieras med förväntad precision, noggrannhet och repeterbarhet (Miller och Miller, 2010).

LOD och LOQ kan variera mellan olika laboratorier, och för datainsamlingen i denna rapport var detta inget undantag. Variationer beror

bland annat på att olika instrument har olika känslighet, olika kalibreringsstandarder och rutiner, skillnader i metoduppsättning och provhantering, matrisinterferens, samt temperatur och miljö. Det ska också nämnas att variationer kan uppstå mellan analyser på samma laboratorier också. Likt diskussionen i avsnitt 4.1.1, så visade MoLab och IVL-lab samstämmiga resultat i de jämförelser som utförts tidigare (Svahn, 2023).

2.3.1 Hantering av kvantifieringsgräns

LOQ kan justeras per analysomgång om instrumentkänsligheten, provets komplexitet eller andra faktorer varierar mellan omgångarna.

I dessa fall kan en anpassning av LOQ, det vill säga att rapportera ett specifikt LOQ för varje omgång, vara mer korrekt. LOQ fastställs vanligtvis genom mätningar av blankprov, men det kan även bestämmas med hjälp av en spädningsserie av provmatrisen, särskilt när matrisinterferens är betydande. Detta tillvägagångssätt kan vara nödvändigt om miljön eller provmatrisen skiljer sig så mycket att ett fast LOQ inte ger en rättvis bild av metodens prestanda för den aktuella omgången.

Ett fast LOQ per metod, däremot, kan anges för varje metod baserat på valideringsstudier. LOQ-värdet representerar då den lägsta kvantifierbara koncentrationen för metoden över tid och provmatriser, vilket gör att resultaten blir jämförbara mellan olika provomgångar. Detta är vanligt för metoder som används rutinmässigt och där LOQ är tillräckligt robust för att stå sig över tid.

För alla insamlade analyser som rapporterade mätvärden under kvantifieringsgränsen LOQ, valde vi att lägga in ett fast värde motsvarande halva LOQ. Dessa värden öronmärktes i datasetet, så att de senare kan spåras och identifieras när data tolkas vidare.

2.3.2 Hantering av detektionsgräns

Detektionsgränsen, LOD, hanterades på olika sätt av laboratorierna. Endast IVL rapporterade faktiska värden för LOD, medan MoLab inte gjorde det. Mot bakgrund av att analysdata från IVL avseende LOQ redan ersatts som faktiska tal i form av LOQ-värdet dividerat med 2 (LOQ/2), beslutade vi att ersätta de analyssvar som MoLab matat in som ”nd” (not detected) i sina analysrapporter med värden motsvarande LOQ/4. Detta var ett enkelt sätt att få till stånd en tydlig skillnad mellan de faktiska tal som representerar LOQ (alltså LOQ/2) och de faktiska tal som representerar LOD (alltså LOQ/4).

På samma sätt som tidigare valde vi att öronmärka även dessa värden, så att de kunde identifieras och hanteras vid en vidare tolkning av datasetet.

2.4 Kvalitetsgranskning och validering av inmatade data

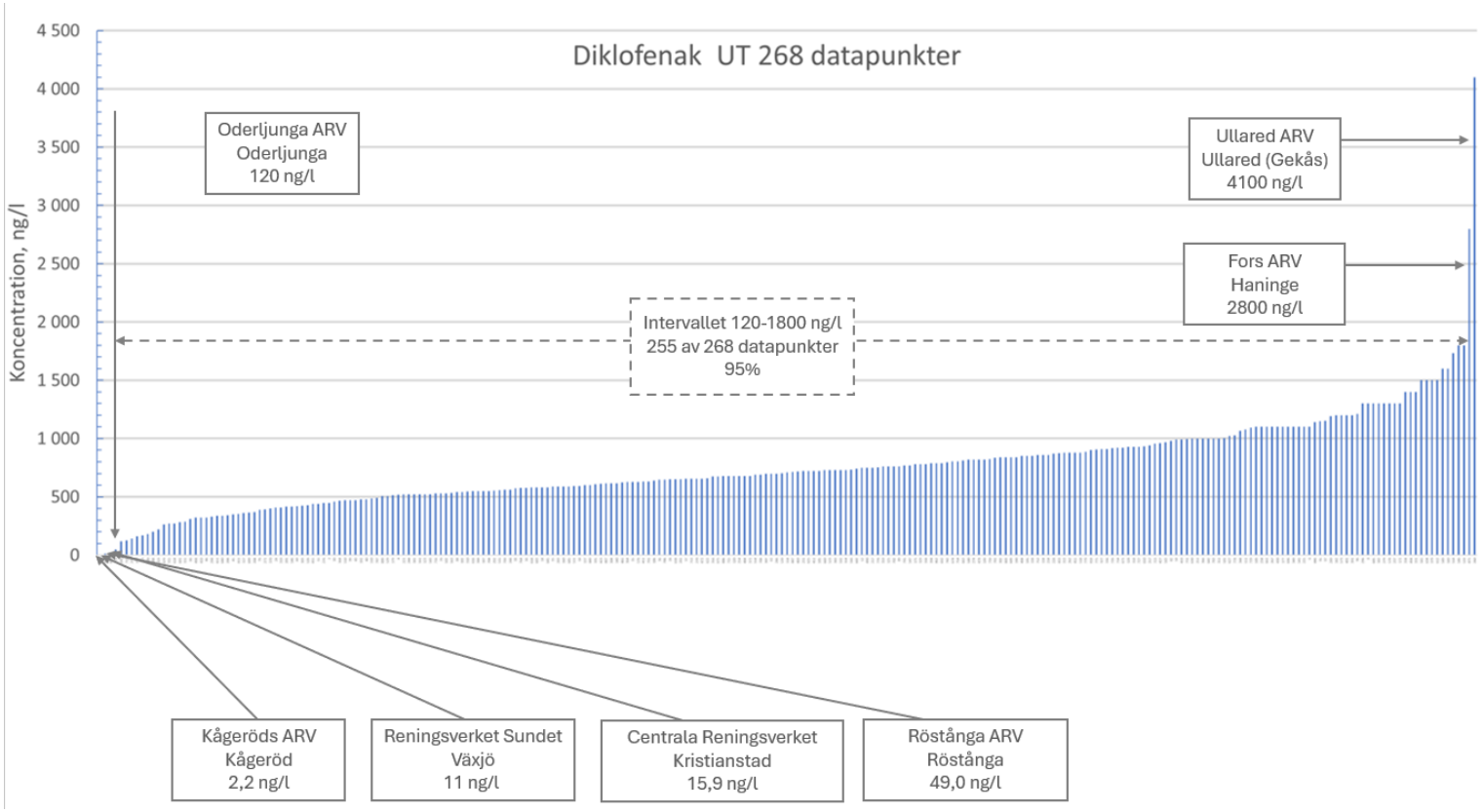
Under projektets gång samlades en omfattande mängd data in, vilket resulterade i 22 246 datapunkter inklusive metadata. Kvalitetsgranskningen av analysdata utfördes i flera steg för att identifiera och korrigera eventuella felaktigheter. På grund av datasetets storlek kunde enskilda datapunkter inte kontrolleras manuellt. I stället användes grafisk analys för att identifiera avvikelser. Figur 2 visar hur koncentrationsintervallet såg ut för utgående avloppsvatten av diklofenak. Datasetet diskuteras översiktligt i efterföljande text i relation till koncentrationsintervallets rimlighet, samt en kvalitetskontroll av såväl de högsta som de lägsta koncentrationernas riktighet.

2.4.1 Generella felkällor och deras orsaker

Tre huvudtyper av fel identifierades:

a) **Överföringsfel:** Värden registrerades som 0 ng/l även om det faktiska värdet var större än 0. Detta berodde på att värdena inte tolkades korrekt som numeriska i Excel. Dessa fel upptäcktes och korrigerades.
b) **Laboratoriefel:** Felaktiga mätvärden från externa laboratorier, såsom värden under detektionsgränsen eller orimligt höga/låga koncentrationer.
c) **Överföringsfel mellan kalkylblad:** Fel vid dataöverföring där värden avvek från rådata. Dessa rättades genom återkoppling till ursprungliga datakällor.

Av de 268 analyserade datapunkterna för diklofenak kunde 13 värden identifieras som felaktiga eller misstänkta, vilket motsvarar 5 % av datasetet. Kvalitetsgranskningen av Figur 2 visar att större delen av data föll inom förväntade intervall, vilket stärker datasetets tillförlitlighet.



Figur 2. Presentation av samtliga data för utgående halt diklofenak när de sorterades i storleksordning vid kvalitetsgranskningen.

2.4.2 Exempel från reningsverk och avvikelser

Grafen i Figur 2 visar samtliga mätvärden för diklofenak i utgående renat avloppsvatten. För 95 % av data låg koncentrationerna mellan 120 ng/l och 1800 ng/l, vilket stämmer överens med tidigare studier (Svahn & Björklund, 2017; Fick et al., 2011).

Högsta koncentrationer: Ullareds avloppsreningsverk rapporterade den högsta koncentrationen på 4100 ng/l. Kontroll visade att värdet var korrekt inmatat, och liknande mätvärden vid samma provpunkt låg mellan 1000 ng/l och 1300 ng/l.

Lägsta koncentrationer: De lägsta rapporterade värdena, såsom 2,2 ng/l vid Kågeröds avloppsreningsverk och 11 ng/l vid Reningsverket Sundet i Växjö, kunde inte uteslutas trots avvikelser från andra värden vid samma reningsverk.

Vid flera reningsverk noterades variationer i diklofenakkoncentrationer på grund av flödesvariationer, exempelvis vid regn eller snösmältning. Detta belyser behovet av att inkludera flödesdata i framtida analyser.

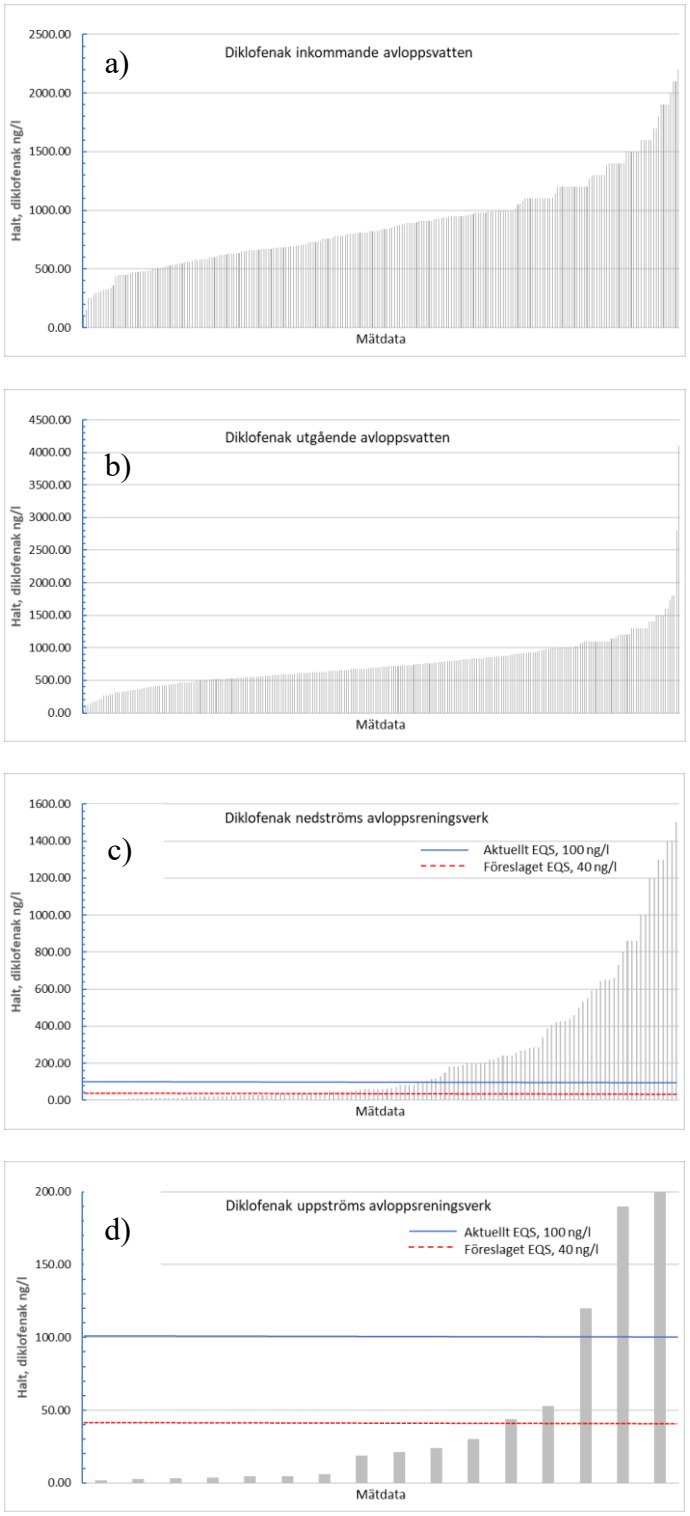
2.4.3 Sammanfattning av kvalitetsgranskningen

De upptäckta felen utgör endast en liten del av datasetet och har begränsad påverkan på slutsatserna. Majoriteten av data anses vara tillförlitliga och inom rimliga koncentrationsintervall för diklofenak i utgående avloppsvatten, vilket gör att datasetet anses som robust för vidare analys och modellering.

2.5 Exempel från datasetet

Efter att datasetet hade kvalitetsgranskats och korrigerats, ville vi analysera hur det såg ut för olika substanser i olika matriser. Vi har här exemplifierat detta med diklofenak, ämnen som ofta identifieras som problematiska föroreningar i ytvatten.

Figur 3a-d visar variationen av detekterbara halter av diklofenak i inkommande och utgående avloppsvatten samt i recipienten uppströms och nedströms utsläppspunkten vid olika svenska avloppsreningsverk som ingår i datasetet.



Figur 3. Halter av diklofenak för svenska reningsverk i inkommande (a) och utgående (b) avloppsvatten samt ned (c)- och uppströms (d) reningsverket. Blått streck indikerar aktuellt EQS (100 ng/l) medan rött streck indikerar föreslaget EQS (40 ng/l). Halter för recipient motsvarande kust har uteslutits då dessa provpunkter och detekterbara halter är så få.

Inkommande halter av diklofenak varierar mellan 100 ng/l till 4400 ng/l och även de utgående halterna har ett liknande spann. Flera studier har tidigare visat att diklofenak är svårnedbrytbart i svenska avloppsreningsverk, vilket innebär att halterna i utgående vatten ofta är jämförbara med de i inkommande vatten (Malnes et al., 2021, SV 2020), något som kan konstateras även för dessa data.

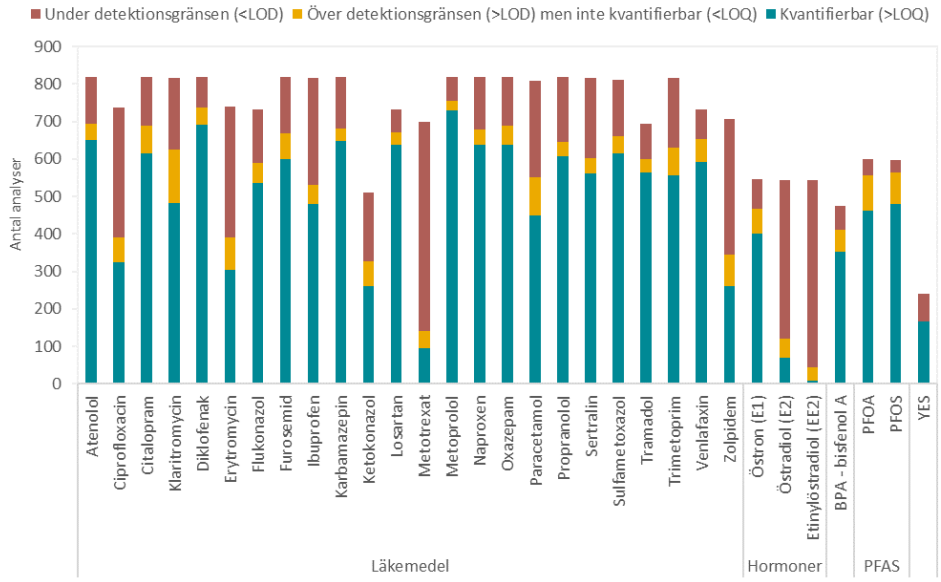
Avseende halter uppströms- och nedströms utsläppspunkten i Figur 3c respektive 3d, observerar vi att halterna varierar mer. Det visas att halterna nedströms avloppsreningsverk i många fall överstiger 40 respektive 100 ng/l, vilka motsvarar de nuvarande och föreslagna EQS-värdena för diklofenak i ytvatten. Uppströms reningsverken finns det inte lika många mätdata (Figur 3d). Bland de uppmätta halterna finns fem mättillfällen, från tre olika reningsverk, där halterna i recipienten överstiger 40 ng/l, medan det endast var tre tillfällen från tre olika avloppsreningsverk som överstiger det aktuella EQS på 100 ng/l. Det senare är av betydelse för hur vi uppfyller prioämnesdirektivet, något som diskuteras närmare i Kapitel 3.

3 Data för mikroföroreningar i vatten

De sammanställda resultaten med analyser av organiska mikroföroreningar vid reningsverk och deras recipienter representerar den mest omfattande sammanställning av sådan information i Sverige hittills. Dessa data kan, och bör också, nyttjas av olika aktörer för att bidra till en ökad förståelse av förekomsten av organiska mikroföroreningar. De kan också bidra till att vi framgent kan minska utsläppen genom effektiv avskiljning vid avloppsreningsverken. Det är viktigt att påpeka att datasetet består av analyser från olika anläggningar, där varje anläggning normalt har maximalt ett års data, men att året för datainsamlingen kan variera mellan anläggningarna. Detta begränsar möjligheterna till en övergripande trendanalys. För att kunna använda och tolka sammanställda data på korrekt sätt beskriver vi i efterföljande avsnitt datasetets grundläggande karakteristik, begränsningar, och exempel på användningsmöjligheter.

3.1 Datasetets struktur och innehåll

Datasetet inkluderar ett urval av olika mikroföroreningar som representerar olika föroreningsgrupper såsom läkemedel, hormoner, PFAS, fenoler och hormonstörande effekter, vilket vi beskriver i föregående kapitel och i Tabell B3 i bilagan. Alla dessa föroreningar har dock inte analyserats i samtliga prover, men totalt består datasetet av drygt 22 000 enskilda analysdata från de 820 prover som analyserats i de olika projekten (se tabell 4, avsnitt 2.2.2). Figur 3 visar att det finns minst data av hormonstörande effekter (YES) följt av fenoler (bisfenol A), svampmedlet ketokonazol, hormonerna östron (E1), östradiol (E2) och etinylöstradiol (EE2) samt PFAS i form av perfluoroktansyra (PFOA) och perfluoroktansulfonsyra (PFOS).



Figur 3. Totalt antal analysdata för de mikroföroreningar som ingår i datasetet, inklusive andelen värden under detektionsgräns (<LOD, röd), värden över detektionsgräns (>LOD) men inte kvantifierbar (<LOQ, gul), samt andel kvantifierbar (>LOQ, grön).

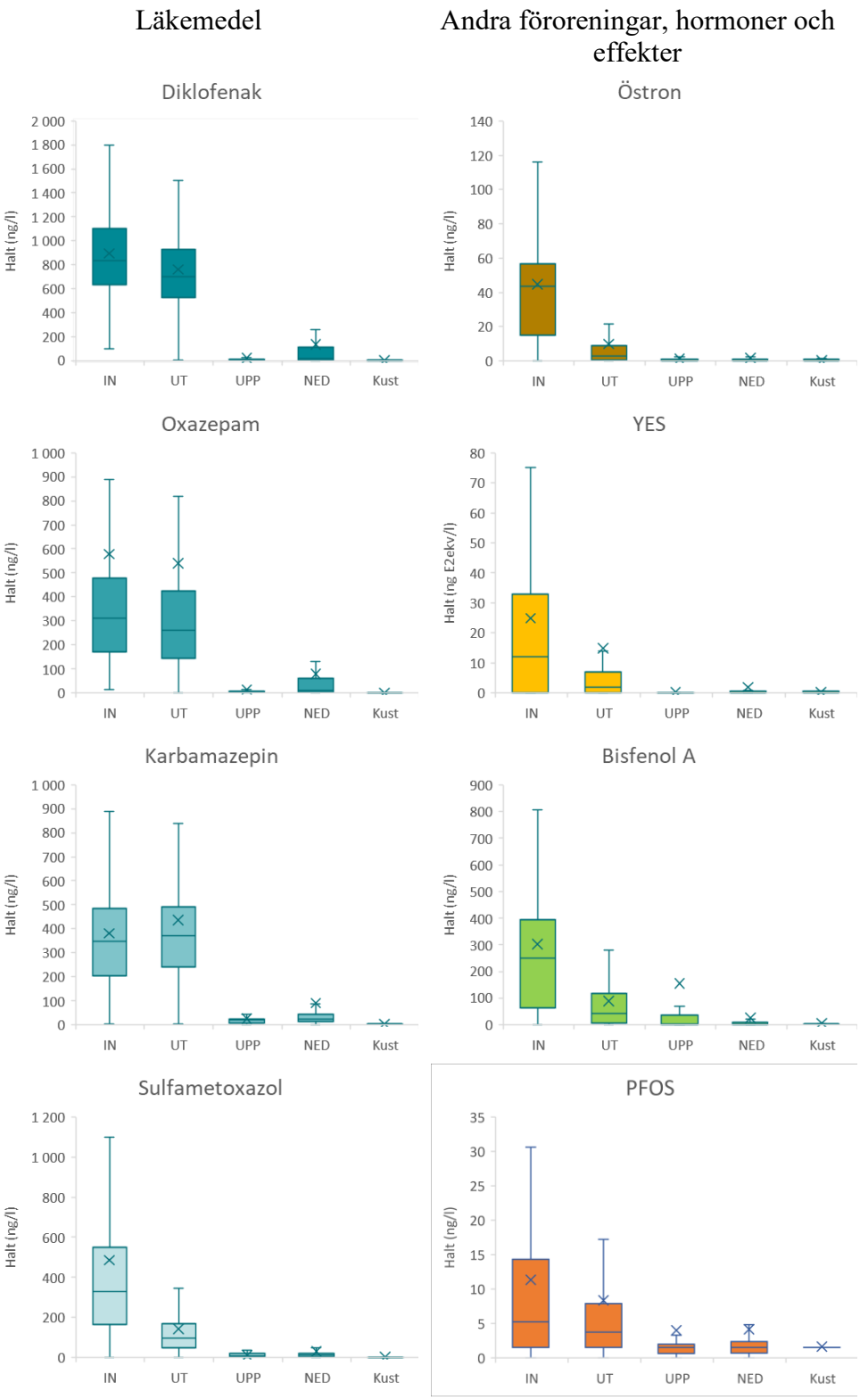
En tredjedel av analysdata, ca 6 000 mätdata, hade halter under detektions-, eller kvantifieringsgränsen. Om vi exkluderar dessa från beräkningarna så minskar datasetet med cirka 35 %, till ungefär 14 500 analysdata. Figur 3 visar att olika föroreningar påverkas mer eller mindre av prover utan detekterbara halter, där speciellt hormoner såsom etinylöstradiol, utgör ett väldigt begränsat dataunderlag med endast 9 analysdata med en kvantifierbar halt utav totalt 544 analysdata av ämnet. Dessa få analysdata med kvantifierbara halter kan dessutom relateras till väldigt få provpunkter.

Att ta hänsyn till prover utan detekterbara eller kvantifierbara halter i utvärderingen påverkar även den övergripande statistiken för olika föroreningar som Tabell B3 i bilagan indikerar. För etinylöstradiol ökar exempelvis medelvärdet från 1 till 9 ng/l, vilket visar hur valet av inkluderade analysdata kan påverka tolkningen. Detta är en viktig aspekt att beakta vid användning av datasetet.

Baserat på datasetet kan vi identifiera några generella mönster som bekräftar tidigare observationer och förväntade slutsatser, vilka behandlas i kommande avsnitt. Detta inkluderar variationer i koncentration mellan olika provpunkter (avsnitt 3.1.1), reningseffektiviteten vid avloppsreningsverk för olika mikroföroreningar (avsnitt 3.1.2), recipientstatus och recipientpåverkan (avsnitt 3.1.3), betydelse av avloppsvattnets utspädning i recipienten (avsnitt 3.1.4), och trender som indikeras från datasetet (3.1.5).

3.1.1 Haltvariationer

Figur 4 visar haltstatistik för läkemedlen diklofenak, oxazepam, karbamazepin och sulfametoxazol, samt hormonet östron, hormonstörande effekter (YES), bisfenol A och PFOS för inkommande och utgående avloppsvatten vid avloppsreningsverk samt uppströms och nedströms avloppsreningsverkens utsläppspunkt. I dessa boxplotdiagram representerar kryss medelvärden, medan streck anger medianen för respektive provpunkt.



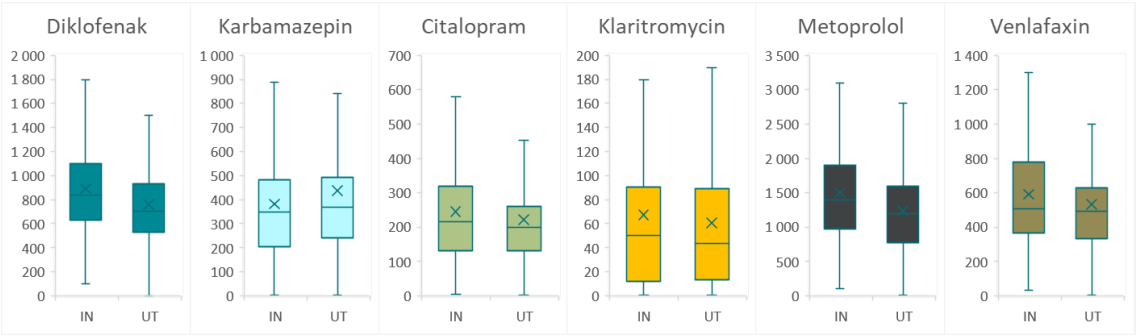
Figur 4. Uppmätta halter (ng/l) för läkemedlen diklofenak, oxazepam, karbamazepin och sulfametoxazol, samt hormonet östron (E1), hormonstörande effekter (YES) kvantifierat som ng E2ekv/l, bisfenol A och PFOS för olika matriser såsom inkommande (IN) och utgående (UT) avlopp samt uppströms och nedströms (UPP och NED) svenska avloppsreningsverk. Kryss motsvarar medelvärden medan streck är medianen av de samlade mätvärdena. Utliggare är exkluderade från figuren.

Generellt uppvisar inkommande halter en större spridning än utgående halter, vilket kan bero på att mätningarna i inkommande avloppsvatten är mer utmanande att analysera jämfört med utgående avloppsvatten där vattenmatrisen är mindre komplex. För samtliga mikroföroreningar i figuren ligger också halterna i utgående renat avloppsvatten på en lägre nivå än i det obehandlade inkommande avloppsvattnet, med undantag för karbamazepin, där en antydan till ökning över avloppsreningsverken kan observeras utifrån hela datasetet vid jämförelse av medelvärdet. En ökning, som här visas som en negativ reduktion över avloppsreningsverken, kan även observeras för flera andra föroreningar såsom diklofenak och PFOS, om vi ser på data från specifika anläggningar. Den vanligaste förklaringen till en uppmätt negativ reduktion är att substanserna utsöndras som konjugat, såsom glukorunidkonjugat från kroppen, som inte detekteras i själva analysen i inkommande avloppsvatten. Dessa konjugat kan sedan brytas ned till okonjugerad form i reningsverket och därefter detekteras som en ökad halt i utgående vatten (Daughton och Ternes, 1999). En förklaring till en negativ reduktion av PFOS är omvandlingen av prekursorer, så kallade föregångsämnen, i inkommande avloppsvatten till mer stabila alkylsyror, såsom PFOS. Denna omvandling har bland annat observerats i den biologiska reningsprocessen (Lenka et al., 2021)

I Figur 4 kan vi även observera att om nedströms provpunkt ligger i en kustrecipient är analyserade halter mestadels under detektions- eller kvantifieringsgränsen pga. den höga utspädningen av avloppsplymen i dessa recipienter. För inlandsvatten ligger halter för läkemedel som visas i Figur 4 däremot ofta på en högre nivå i recipienten nedströms avloppsreningsverkens utsläppspunkt än uppströms. Detta är väntat eftersom reningsverken fungerar som den viktigaste transportvägen för läkemedel, som huvudsakligen kommer från hushåll, vårdinrättningar och delvis från industri. För östron och YES, som också huvudsakligen kommer från hushåll, ser vi ett liknande mönster. Motsatt trend kan dock observeras för bisfenol A. Det senare kan dock förklaras med att analyserna för dessa föroreningar ännu inte kan ske med tillräckligt låga detektionsnivåer, vilket resulterar i att recipientprover generellt oftast ligger under detektionsgräns eller kvantifieringsgräns, vilket innebär att vi inte riktigt vet vilka halter som förekommer. För PFOS observeras däremot ingen markant skillnad mellan halterna uppströms och nedströms reningsverken, även om dessa prover ofta innehar kvantifierbara halter. Detta beror på att spridningen av PFOS och andra PFAS-ämnen till miljön inte främst sker via avloppsreningsverk, utan sprids från flera källor och via olika vägar i samhället.

3.1.2 Reningseffektivitet

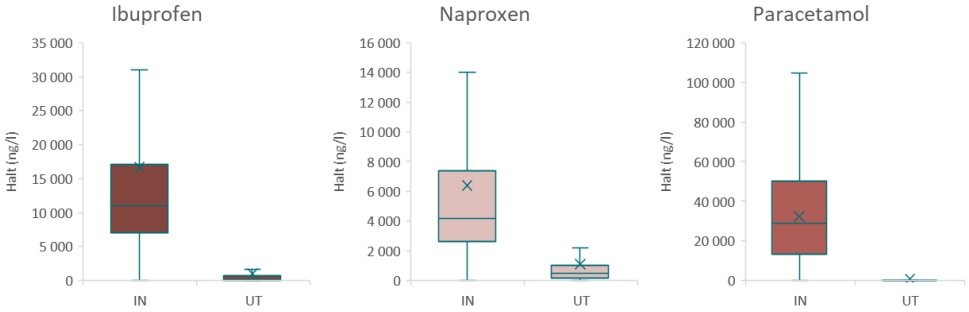
Med tanke på kommande krav från nya avloppsdirektivet för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk som beskrivs i avsnitt 1.2.1 kan vi göra en första övergripande bedömning. Bedömningen görs för de indikatorsubstanser som definierats i direktivet (se Tabell 1) och som ingår i datasetet. Figur 5 indikerar att en effektiv rening inte sker i dagens avloppsreningsverk av de utvalda substanserna diklofenak, karbamazepin, citalopram, klaritromycin, metoprolol och venlafaxin (samtliga kategori 1).



Figur 5. Haltförändring (ng/l) av olika läkemedel över avloppsreningsverkens reningsprocess. Kryss motsvarar medelvärden medan streck är medianen av de samlade mätvärdena. Utliggare är exkluderade från figuren.

Detta har observerats under många år och beror på att avloppsreningsverken främst är byggda för att avlägsna lättnedbrytbart organiskt material och näringsämnena fosfor och kväve och inte andra typer av organiska mikroföroreningar. Även andra persistenta läkemedel såsom oxazepam påverkas inte nämnvärt av dagens reningsprocesser, vilket illustrerades i Figur 4. Samtidigt vill vi påpeka att reningen av dessa läkemedel vid enskilda avloppsreningsverk kan skilja sig åt vid jämförelse med de genomsnittliga trender som visas i Figur 4. Detta diskuteras närmare i avsnitt 5.2.

Utöver de indikatorsubstanser som valts ut i avloppsdirektivet på grund av deras persistens och låga avskiljningsgrad i dagens avloppsreningsverk, finns det andra läkemedel som redan nu effektivt avlägsnas genom befintliga reningsprocesser. Några av dessa är ibuprofen, naproxen och paracetamol, vilka visas i Figur 6 i form av inkommande och utgående halter. Figuren visar att dessa substanser renas mycket effektivt i befintliga processer, vilket innebär att en extra, kvartär reningsprocess som krävs för andra läkemedel inte skulle vara nödvändig för dessa specifika substanser.

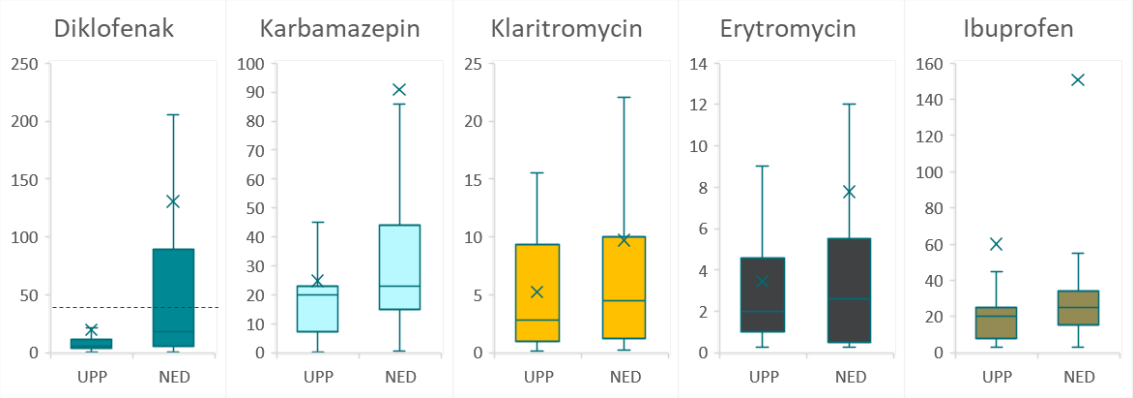


Figur 6. Haltförändring av läkemedlen ibuprofen, naproxen och paracetamol över avloppsreningsverkens reningsprocess. Kryss motsvarar medelvärden medan streck är medianen av de samlade mätvärdena. Utliggare är exkluderade från figuren.

Även för andra föroreningar utöver läkemedel sker redan idag en betydande reduktion i avloppsreningsverk, vilket illustreras i Figur 4 för hormoner och hormonstörande effekter (YES). Bisfenol A, som är en fenol, avlägsnas också delvis genom dagens reningsprocesser, som framgår av samma figur. Det bör dock påpekas att även om en hög reduktionsgrad uppnås, innebär det inte nödvändigtvis att avskiljningen av östrogen effekt överensstämmer med de föreslagna gränsvärdena för enskilda hormonstörande ämnen i framtida EU-direktiv.

3.1.3 Recipientstatus och recipientpåverkan

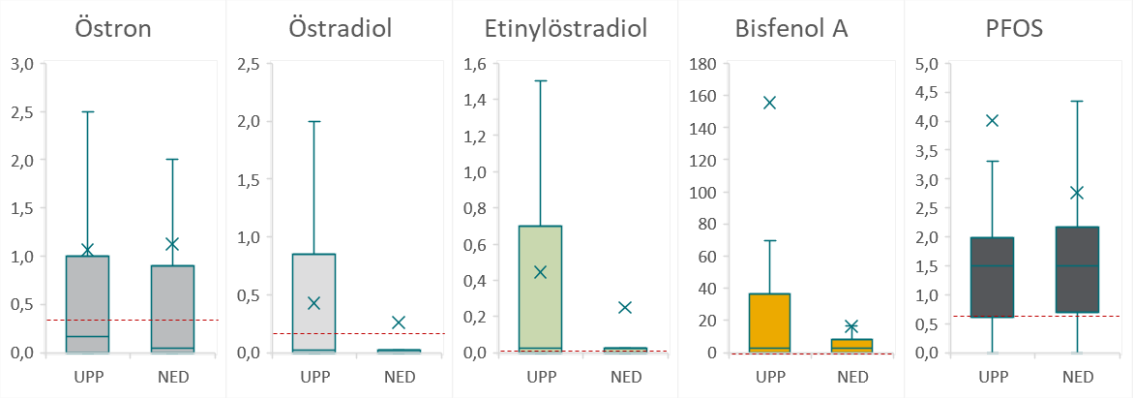
Datasetet kan även användas för att få en generell överblick över påverkan av olika mikroföroreningar på vattenmiljön och specifikt för reningsverkens mottagande recipienter. Som exempelföroreningar kan ämnen med befintliga gränsvärden och bedömningsgrunder för god kemisk och ekologisk status, samt med föreslagna gränsvärden för god kemisk status enligt ändringsförslaget av ämnesdirektivet för prioriterade ämnen (se Tabell 2) väljas ut. Figur 7 visar att bland läkemedlen är det endast insamlade diklofenakhalter från recipientprover nedströms avloppsreningsverken som ligger över det föreslagna nya gränsvärdet på 40 ng/l i inlandsvatten enligt COM (2022) 541 final (EU, 2022). Dock ligger många analyserade halter även över det befintliga gränsvärdet på 100 ng/l enligt HVMFS 2019:25.



Figur 7. Läkemedel som omfattas av befintliga eller föreslagna gränsvärden och bedömningsgrunder för ytvatten, enligt specifikation i Tabell 2. Figuren inkluderar läkemedel som ingår i det aktuella datasetet. Den röda linjen representerar det föreskrivna eller föreslagna gränsvärdet för årsmedelvärdet i inlandsvatten. För karbamazepin, klaritromycin, erytromycin och ibuprofen ligger de föreslagna gränsvärdena utanför det haltområde som visas i grafen. Kryss markerar medelvärden för respektive läkemedel, medan linjerna visar medianvärden baserade på de samlade mätningarna. Utliggare är exkluderade från figuren.

Avloppsreningsverkens direkta påverkan på recipienthalten kan tydligt konstateras utifrån datasetet. Insamlade halter för diklofenak uppströms reningsverkens utsläppspunkt ligger under gränsvärdet. För andra läkemedel utgör observerade recipienthalter ingen negativ påverkan utifrån befintliga och föreslagna gränsvärden och bedömningsgrunder.

Figur 8 visar motsvarande data för övriga mikroföroreningar som ingår i befintliga eller föreslagna gränsvärden och bedömningsgrunder för ytvatten enligt Tabell 2 och som ingår i datasetet.



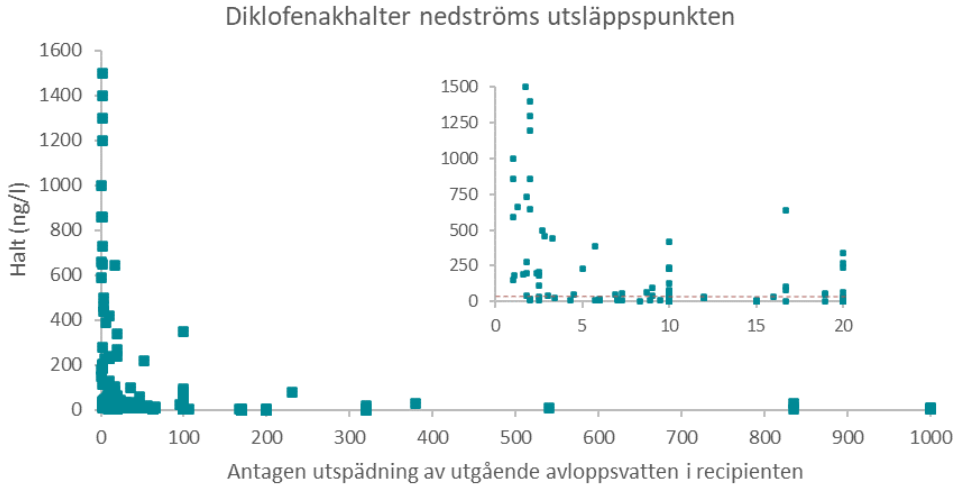
Figur 8. Övriga mikroföroreningar som ingår i befintliga eller föreslagna gränsvärden och bedömningsgrunder för ytvatten enligt Tabell 2 och som ingår i datasetet. Den röda linjen indikerar bedömningsgrunden/respektive gränsvärdet för årsmedelvärdet för inlandsvatten. Kryss motsvarar medelvärden av datapunkter medan streck är medianen av de samlade mätvärdena. Utliggare är exkluderade från figuren.

Det framgår att medelhalterna av östron, östradiol, etinylöstradiol, bisfenol A och PFOS, både uppströms och nedströms avloppsreningsverkens utsläppspunkter, överstiger de befintliga eller föreslagna gränsvärdena för inlandsvatten. Medianen (streck i boxplotdiagrammet) ligger dock under bedömningsgrunden/gränsvärdet för respektive ämne (markerat med röd

streckad linje i figuren), med undantag för PFOS, etinylöstradiol och bisfenol A. Framför allt för östradiol och etinylöstradiol är datasetet dock begränsat, då detektionsgränsen ligger avsevärt högre än de föreslagna gränsvärdena. För PFOS ligger många analyserade halter både uppströms och nedströms avloppsreningsverkens utsläppspunkt över det befintliga gränsvärdet på 0,65 ng/l enligt HVMFS 2019:25. Avloppsreningsverkens påverkan på recipienthalten kan som tidigare diskuterats inte tydligt konstateras utifrån datasetet.

3.1.4 Utspädning av avloppsplymen

Recipientens känslighet för yttre påverkan styrs i hög grad av vattensystemets omsättningstid. Vid utsläpp av renat avloppsvatten till en vattenförekomst kan utspädningsgraden av avloppsvattenplymen ge en första indikation om risken för en påverkan från emitterade mikroföroreningar. Detta även om utspädningen vanligtvis baseras på utspädningsgraden av vattenplymen och inte tar hänsyn till halter i recipienten uppströms avloppsreningsverkens utsläppspunkt. Figur 9 visar halter av diklofenak i provtagningspunkter nedströms de olika avloppsreningsverken som ingår i datasetet. Diklofenakhalter är plottade mot en stigande angiven eller antagen utspädningsgrad.



Figur 9. Halter av diklofenak i recipienten nedströms avloppsreningsverkens utsläppspunkt mot den kända eller antagna utspädningen av utgående avloppsvatten i mottagande recipient. I den detaljerade ingressfiguren indikeras det föreslagna nya gränsvärdet på 40 ng/l för diklofenak i inlandsvatten med en röd streckad linje.

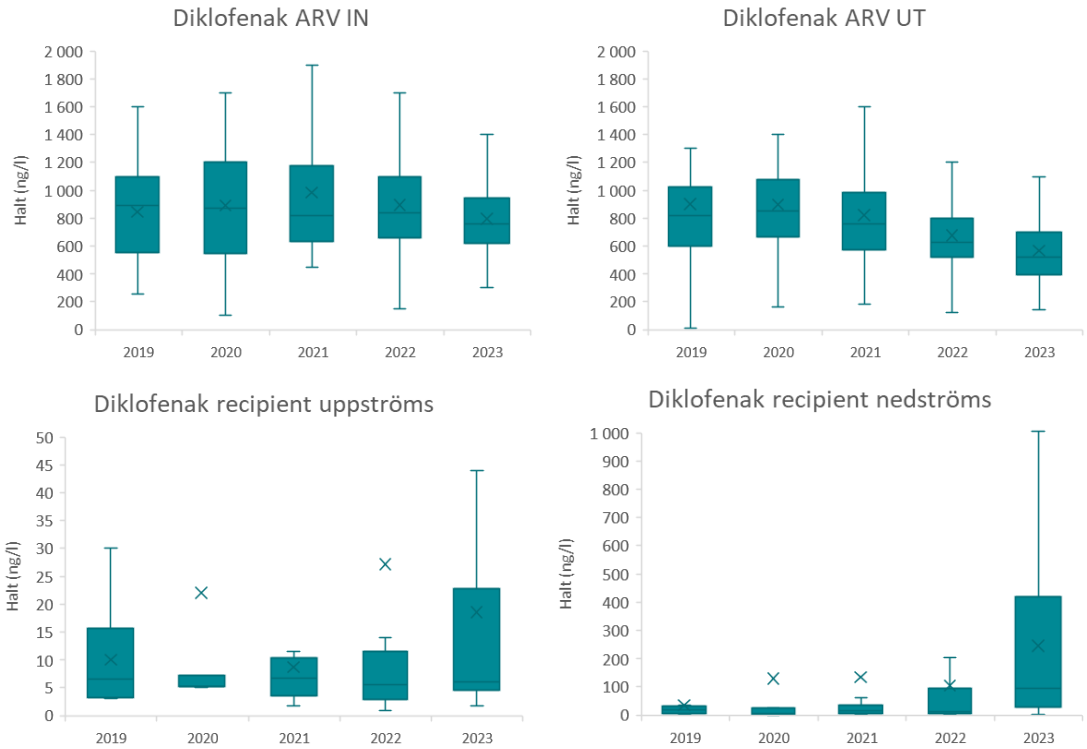
Data i figuren visar att risken för högre diklofenakhalter nedströms utsläppspunkten är större för anläggningar med låg utspädning.

Eftersom utspädningsgraden i de flesta projekt är baserad på en beräknad medelutspädning, eller grova antaganden vid avsaknad av bättre underlag, så bör dessa beräkningar tas som en indikation snarare än en generell

slutsats. Töreboda och Höör används här som två exempel på recipienter där det finns utmaningar med att beräkna eller uppskatta utspädningen. För Töreboda avloppsreningsverk varierade den beräknade utspädningen från cirka 2 till 40 mellan olika provtillfällen, och anläggningens medelutspädning uppskattas till 17. I fallet Höör, där högre halter av diklofenak observerats i recipienten nedströms utsläppspunkten, baserades den skattade utspädningen på omsättningstiden för sjön som anläggningen släpper renat vatten till. Dessa exempel belyser några av de variationer och osäkerheter som kan uppstå vid beräkning av utspädning.

3.1.5 Trender

Det omfattande datasetet utgör en bra utgångspunkt för att undersöka eventuella trender i halter av olika mikroföroreningar vid avloppsreningsverken. Figur 10 illustrerar årsvariationer i halter av diklofenak mellan åren 2019 och 2023 baserat på hela datasetet och samtliga mätpunkter.

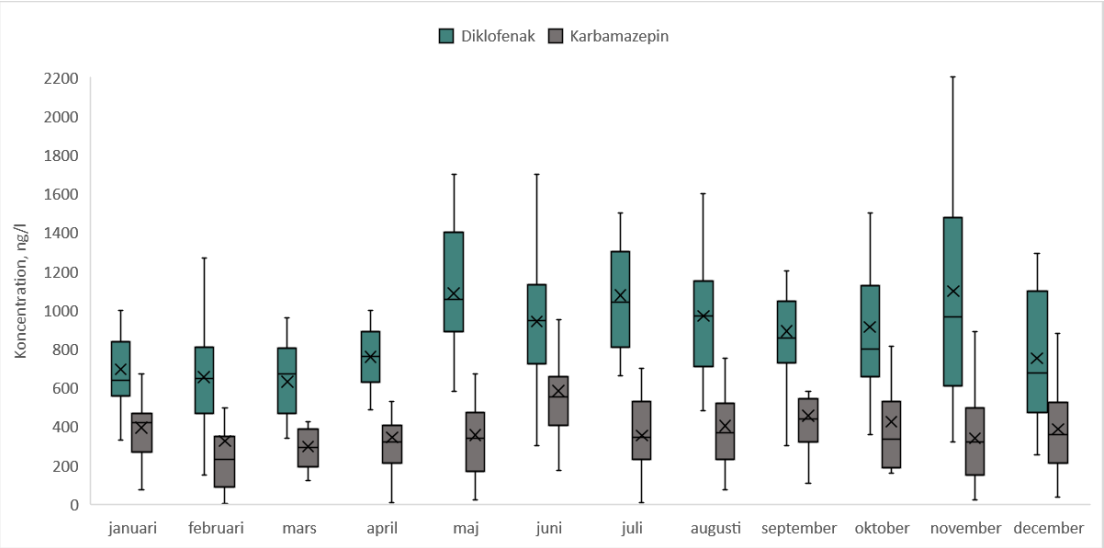


Figur 10. Årsvariationer för halter av diklofenak baserat på hela datasetet i olika mätpunkter för åren 2019 till 2023. Kryss motsvarar medelvärden medan streck är medianen av de samlade mätvärdena. Utliggare är exkluderade från figuren.

Halterna diklofenak i inkommande vatten vid avloppsreningsverken antyder inte någon tydlig trend (Figur 10). För utgående avloppsvatten, däremot, kan en viss nedåtgående trend observeras. Det kan påpekas att halterna av diklofenak i recipienter nedströms avloppsreningsverkens utsläppspunkt

indikerar en ökning för 2023 medan åren 2019 till 2022 visar på relativt liknande halter i medeltal och för medianen. För andra läkemedel och mikroföroreningar som till exempel PFOS kan inga tydliga trender utläsas från datasetet (data visas inte). Detta dataunderlag är delvis mindre, vilket begränsar trendtolkningen jämfört med diklofenak.

Figur 11 visar månadsvariationer för inkommande halter för diklofenak och karbamazepin för samtliga avloppsreningsverk som ingår i datasetet. Koncentrationen av diklofenak ligger en nivå högre mellan månaderna maj och november. Samma observation kan inte göras för karbamazepin där variationen är mindre och där det endast är juni månad som indikerar på något högre koncentrationen i jämförelse med alla andra månader.



Figur 11. Månadsvariationer för halter diklofenak och karbamazepin i inkommande avloppsvatten för samtliga avloppsreningsverk. Kryss motsvarar medelvärden medan streck är medianen av de samlade mätvärdena. Punkterna ovan och under boxarna indikerar utliggare i datasetet. Utliggare är exkluderade från figuren.

Även om haltvariationer kan observeras så är det svårt att utläsa några tydliga trender över året, medan trenden mellan månaderna eventuellt indikerar att vissa månader har högre haltnivåer än andra. Att skillnaderna är små kan anses vara rimligt sett till att dessa läkemedel konsumeras över hela året.

Datasetet består av prover tagna under olika månader vid olika anläggningar, med varierande provtyper och karakteristik för inkommande avloppsvatten, inklusive graden av utspädning av inkommande spillvatten (andel ovidkommande vatten). Även om haltvariationer kan observeras så är det svårt att utläsa några tydliga trender över året. Detta är delvis att förvänta eftersom dessa läkemedel konsumeras relativt jämnt över hela året. Fluktuationer avspeglar sannolikt flera olika påverkande parametrar som inte enkelt kan fastställas från befintliga data.

3.2 Begränsningar i datasetet

Även om det sammanställda datasetet utgör den mest omfattande sammanställningen av analysdata för mikroföroreningar vid avloppsreningsverk och mottagande recipienter i Sverige, finns det ändå en noterbar begränsning i datasetet som påverkar hur materialet kan användas utan en vidare utveckling av det.

3.2.1 Analysdata

Att endast analysdata från 28 av totalt 70 projekt ingår i datasetet visar att resterande projekt inte uppfyllde de grundläggande kraven på kvalitet och spårbarhet som definierades för urvalet av projekt till datasetet. Dessutom präglas datasetet av en viss variation i provtyper, vilket kan påverka de analyserade halterna. Till exempel inkluderar provtagningar av utgående avloppsvatten både stickprover, dygnsprover, veckosamlingsprover och prover insamlade över flera dygn. Detta beror delvis på att en harmonisering av provtagning och analys av prover inte fanns förutom i några få projekt, där en aktiv harmonisering av provtagningen vid olika avloppsreningsverk valdes att implementeras.

Prover från de olika projekten har samlats in under varierande tidsperioder, inklusive olika år, säsonger och veckor. I de flesta projekt har provtagningen varit begränsad till enskilda år, vilket innebär att trender över tid kan påverkas av att inte alla provpunkter är representerade varje år. Detta medför en risk att trenderna speglar vilka avloppsreningsverk (ARV) som ingår snarare än den faktiska utvecklingen över tid.

För framtida satsningar inom detta område och vid datainsamling generellt är det viktigt att på förhand fundera på hur en harmonisering kan åstadkommas för det tilltänkta datasetet. Instruktioner för provtagning där bland annat provpunkt, provtyp och provinsamling ingår är en viktig aspekt att inkludera. Utöver dessa instruktioner är även analyslaboratorium, ämnen som ska ingå för analys och dokumentation av detektions- och kvantifieringsgränser viktigt att kontrollera och bestämma innan datainsamlingen startar.

3.2.2 Metadata som saknas

Även om vi har försökt att samla in relevant metadata för att möjliggöra en grundligare dataanalys så har det varit tidskrävande och inneburit en betydande administration att identifiera enkla metadata såsom provtyp och provtagningsvecka. Annan metadata har vi varit tvungna att utelämna. En registrering av vattenflöde genom anläggningen, eller i recipienten under

provtagningen, har endast få anläggningar gjort, vilket gör att aktuell information i datasetet delvis baseras på information om medelflöden och antaganden. Datasetet saknar även viktiga metadata som skulle vara önskvärda för en bättre utvärdering av halter. Här ingår andel ovidkommande vatten av inkommande avloppsvatten under provtagningen, alternativt att ange flödet samt hur mycket högre flödet är jämfört med ett torrvädersdygn.

3.3 Användningsmöjligheter

Trots datasetets begränsningar presenterar det en omfattande sammanställning av analysdata för mikroföroreningar vid avloppsreningsverk och mottagande recipienter i Sverige. Datasetet kan därmed komma till nytta för flera användare på olika sätt varav några nämns kortfattat nedan.

Datasetet utgör en viktig statusgenomgång, både generellt och för specifika anläggningar, som möjliggör en senare uppföljning. Detta kan till exempel nyttjas för uppföljning av halter i utgående avloppsvatten eller mottagande recipient efter en implementering av kvartär rening eller andra förändringar uppströms som kan påverka halterna i avloppsreningsverk och ytvattenförekomster.

Datasetet kan i sin helhet bidra till att öka förståelsen för utmaningen och behovet av hantering av olika mikroföroreningar vid svenska avloppsreningsverk och påverkande ytvattenförekomster. Datasetet kan dessutom ge en bättre förståelse för komplexiteten som mikroföroreningar i avloppsvatten och miljön utgör. Varje avloppsvatten och avloppsreningsverk utgör ett unikt fall med specifika förutsättningar som måste förstås och hanteras individuellt. Datasetet bör därför i sin helhet betraktas som en schablon och inte som ett facit för ett framtida specifikt avloppsreningsverk. Data för ett enskilt avloppsreningsverk kan endast ses som en indikation för samma avloppsreningsverk, särskilt med tanke på det begränsade antalet mätpunkter. Samtidigt bidrar varje enskild studie till en bättre helhetsbild av gemensamma utmaningar inom området, vilket understryker behovet av ökad koordinering, harmonisering av metoder och tydlig vägledning för att hantera variationer och osäkerheter i data.

3.4 Utvecklingsmöjligheter

3.4.1 Prioriteringar av provtagning och analys

Analysdata och exempel som visats i detta kapitel illustrerar att vissa mikroföroreningar är mer utmanande att avskilja än andra. Data visar till exempel att några läkemedel som föreslås inkluderas i nya prioämnesdirektivet idag inte utgör en risk för mottagande recipienter i Sverige. Fokus kan då förflyttas till föroreningar som diklofenak, PFAS, hormoner och fenoler. Samtidigt visar datasetet att en provtagning och analys av hormoner i recipienter inte känns ändamålsenlig så länge analysteknikernas detektionsgränser inte förbättras avsevärt. Ett alternativ här vore att införa en tydligare rekommendation kring effektbaserade metoder som kan indikera att det finns förekomst av östrogena ämnen, vilket kan ske även vid avsaknad av kemisk analys av enskilda ämnen med tillräckligt hög känslighet. Därefter kan en prioriterad satsning på utveckling av analysmetoder vara en mer resurseffektiv åtgärd för en bättre uppföljning och hantering av vissa mikroföroreningar framöver.

3.4.2 Komplettering med data från andra projekt

En uppenbar möjlighet till utveckling av datasetet är en komplettering med mer metadata och även med data som genomförts utanför ramen av Naturvårdsverkets finansiering, förutsatt att analysmetodiken är kalibrerad mot andra laboratorium. En sådan komplettering skulle ge ett ännu bättre och mer komplett dataunderlag för utvärdering och analys, men skulle kräva en större insats än vad som krävdes i den först datasammanställningen då denna nya data är mer utspridd och ännu mindre avrapporterad.

3.4.3 Underlag eller komplettering till miljödatabaser

Flera av de projekt som ingår i detta arbete har identifierat brister i tillgången till aktuella och representativa analysdata för vattenförekomster. Detta påverkar i sin tur tilltron till statusklassningar som presenteras, exempelvis i systemet VISS (https://viss.lansstyrelsen.se/), som är ett verktyg för att visa bedömningar och metadata kring vattenstatus – men inte en databas för primära analysdata.

För Käppalaverkets recipient Askrikefjärden bedöms statusen för det särskilt förorenande ämnet diklofenak som "God" baserat på två punktmätningar gjorda för över tio år sedan. Dessa prov visar dessutom en mycket stor variation i haltnivå. Enligt VISS krävs fler mätningar för att göra en tillförlitlig bedömning. För andra ämnen, såsom vissa läkemedel,

hormoner och fenoler, finns inga bedömningar alls då det saknas registrerade data i systemet.

Gällande PFOS i samma vattenförekomst anges statusen som "God" med hög tillförlitlighet, baserat på mätningar i fisk mellan 2013 och 2016. Samtidigt saknas registrerade halter i själva vattenmassan, trots att nyare analysdata tydligt visar överskridanden av gränsvärdet 0,13 ng/l i samtliga provtagningar. Det är därför tydligt att komplettering med aktuella och kvalitetssäkrade data skulle kunna ge en mer rättvisande och transparent statusbedömning.

För att detta ska vara möjligt behövs bättre rutiner för kontinuerlig uppdatering, kvalitetsgranskning och inrapportering av data hos relevanta datavärdar. Det är viktigt att dataförvaltningen sker samlat och systematiskt för att undvika parallella databaser eller duplicerad publicering. Korrigerade och kvalitetssäkrade data bör därför i första hand hanteras av datavärdar (såsom SGU, Datavärdskap för miljögifter, eller andra ansvariga), och användare kan därefter hämta data via exempelvis analys-skript. Det underlättar både spårbarhet och att rättade data automatiskt uppdateras.

Projektet bedömer att det finns en potential att använda plattformar som GitHub (https://github.com/miljodatasamverkan) för delning av analysmetoder och script kopplat till miljödata. En sådan lösning skulle dock kräva en fördjupad målgruppsanalys för att identifiera lämpliga användare och förvaltare. Exempelvis skulle en sådan plattform kunna samordnas av aktörer inom regional miljöövervakning eller Miljösamverkan Sverige, snarare än enskilda myndigheter.

Full Koll-projektet (SMED, 2023) har visat att det finns förutsättningar för att föra in relevanta data från avloppsreningsverk i befintliga datavärdskap, men ytterligare kvalitetssäkrade data återstår att föra in, bland annat på grund av resursbegränsningar. För att skapa en långsiktigt hållbar lösning finns det behov av ett samlat miljödatacenter där expertis och resurser från olika datavärdar kan koordineras. Även om det ligger utanför projektets mandat att föreslå en sådan struktur, instämmer vi i att ett övergripande och samordnat datacenter skulle kunna bidra till en mer effektiv och transparent hantering av miljödata.

4 Olika modeller och ansatser för beskrivning av halter av mikroföroreningar

I detta kapitel undersöks faktorer som påverkar läkemedelsutsläpp från avloppsreningsverk och hur dessa utsläpp kan predikteras med hjälp av olika modeller och analysmetoder. Syftet är att förbättra förståelsen av vilka parametrar som styr utsläppen och utveckla verktyg som stödjer VA-organisationer och myndigheter i arbetet med att bedöma och hantera mikroföroreningar.

Först analyseras reningsgrad och utsläppskoncentrationer genom faktoranalys i Avsnitt 4.1. Denna statistiska metod används för att identifiera samvariationer mellan olika variabler, såsom effekten av kväverening och antalet anslutna personer. Resultaten visade dock att dessa parametrar hade begränsad förklaringskraft. För att hantera flera variabler samtidigt genomförs en multivariat analys i Avsnitt 4.2, där koncentrationsintervall för mikroföroreningar beräknas baserat på data från liknande avloppsreningsverk.

Därefter utvärderas en försäljningsbaserad modell för att prediktera läkemedelskoncentrationer i avloppsvatten, med fokus på både ett enskilt avloppsreningsverk och flera avloppsreningsverk i Region Skåne. Slutligen diskuteras effekten av kvartär rening genom ozon och aktivt kol, samt hur dessa tekniker kan minska utsläppen av läkemedel som diklofenak, karbamazepin och PFOS.

4.1 Faktoranalys – vilka parametrar spelar roll?

Att analysera stora dataset och identifiera relevanta samband kan vara både utmanande och tidskrävande. Många traditionella metoder har begränsningar när det gäller att hantera samvariation mellan olika parametrar. Ett sätt att angripa detta är att använda principal component analysis (PCA), en multivariat modelleringsteknik som reducerar datadimensionen och underlättar analysen genom att identifiera mönster och relationer mellan variabler.

Principalkomponenternas egenskaper lagras i kolumnvektorerna t och p (se Figur 12).

$$\begin{bmatrix} x_{11} & \cdots & x_{1K} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{N1} & \cdots & x_{NK} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} t_{11} \\ \vdots \\ t_{N1} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} p_{11} \\ \vdots \\ p_{K1} \end{bmatrix}' + \cdots + \begin{bmatrix} t_{1A} \\ \vdots \\ t_{NA} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} p_{1A} \\ \vdots \\ p_{KA} \end{bmatrix}' + \begin{bmatrix} e_{11} & \cdots & e_{1K} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ e_{N1} & \cdots & e_{NK} \end{bmatrix}$$

Figur 12. $X = TP^T + E$. Komprimering av en datamatris med N observationer och K variabler till A st principalkomponenter genom uppdelning av matrisen till kolumnvektorer T och P´. Matrisen E innehåller residualerna, d.v.s. den del av data som inte beskrivits av modellen.

Vektor t_i (i = 1…A, där A är antalet principalkomponenter) kallas score-vektor och innehåller information om observationerna (proverna), medan vektor p_i kallas loadings-vektor och beskriver variablerna (dvs. ämneshalter) och deras bidrag till principalkomponenterna. Scores anger var varje prov placeras i det nya koordinatsystemet som skapas av principalkomponenterna, medan loadings visar hur variablerna kombineras för att bestämma dessa koordinater.

PCA används för att identifiera vilka variabler som har störst inverkan på datasetets variation, vilka som är korrelerade, samt hur prover grupperas och om några sticker ut som avvikare. Denna information kan extraheras genom olika plottar och kvalitetsmått.

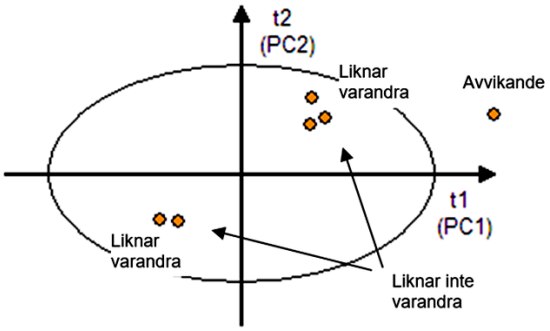
Två vanliga mått på PCA-modellens noggrannhet är:

- **Förklaringsgrad (R^2)** – anger hur stor andel av variansen i datasetet som modellen kan förklara. Ett R^2-värde på 1 innebär att all varians förklaras, medan 0 betyder att modellen inte är bättre än en slumpmässig gissning.
- **Prediktionsförmåga (Q^2)** – motsvarigheten till R^2 för valideringsdata, dvs. hur väl modellen kan förutsäga nya, oberoende data. Även här är 1 det högsta möjliga värdet.

Två viktiga typer av plottar i PCA är:

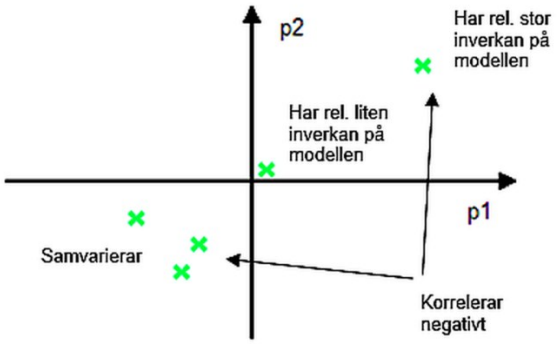
- Scoreplott – visar hur prover fördelas i PCA-rummet och kan avslöja grupperingar samt avvikande mätvärden.
- Loadingsplott – visar hur variabler påverkar de huvudsakliga komponenterna och hjälper till att tolka sambanden i data.

I Figur 13 visas en scoreplott där provernas positioner i PCA-koordinatsystemet (PC1, PC2 osv.) framgår. PC1 förklarar den största delen av variationen i datasetet, medan PC2 den näst största delen av variationen. Prover som ligger nära varandra är likartade, medan de som är långt ifrån varandra skiljer sig mer åt.



Figur 13. Scoreplott som visar att tre prover grupperar sig uppe till höger, vilket indikerar liknande egenskaper, medan två prover i nedre vänstra hörnet liknar varandra men skiljer sig från den första gruppen. Provet längst ut till höger identifieras som en avvikare (utliggare).

Exemplet för en loadingsplott, Figur 14, visar relationen mellan variablerna i koordinatsystemet för PCA:n; variabler som ligger nära varandra samvarierar. Loadingsplotten beskriver också variablernas inverkan på de principalkomponenter som studeras; ju längre ut på axlarna en variabel befinner sig, desto större inverkan har den på modellen.



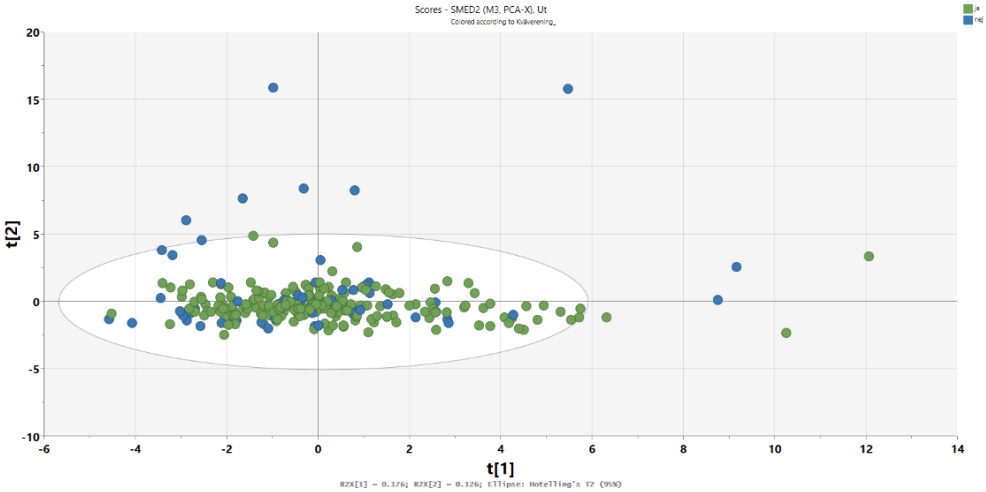
Figur 14. Exempel på en loadingsplott. De tre variablerna i nedre vänstra hörnet samvarierar och bidrar till modellen på liknande sätt. Variabeln nära origo har en liten påverkan på modellen, medan variabeln i övre högra hörnet korrelerar negativt med variablerna i nedre vänstra hörnet och har en relativt stor påverkan på modellen.

Genom att jämföra score- och loadingsplottar kan man förstå vilka variabler som påverkar och särskiljer de olika grupperna av observationer i datasetet.

I Figur 15 visas en scoreplott för all mätdata på utgående avloppsvatten, där varje punkt motsvarar ett provtillfälle. Punkterna är färgkodade beroende på om avloppsreningsverket har kväverening (grön) eller saknar det (blå). De flesta observationerna är centrerade i diagrammet, men vissa avviker och ligger längre ut på x-axeln (t_1) eller högre upp på y-axeln (t_2).

Det finns ingen tydlig gruppering mellan avloppsreningsverk med och utan kväverening. De flesta av de avvikande observationerna kommer från avloppsreningsverk utan kväverening (blå punkter), men spridningen är stor. Om kväverening hade en signifikant påverkan på

läkemedelskoncentrationerna borde de gröna punkterna ha bildat ett tydligt separat kluster från de blå.



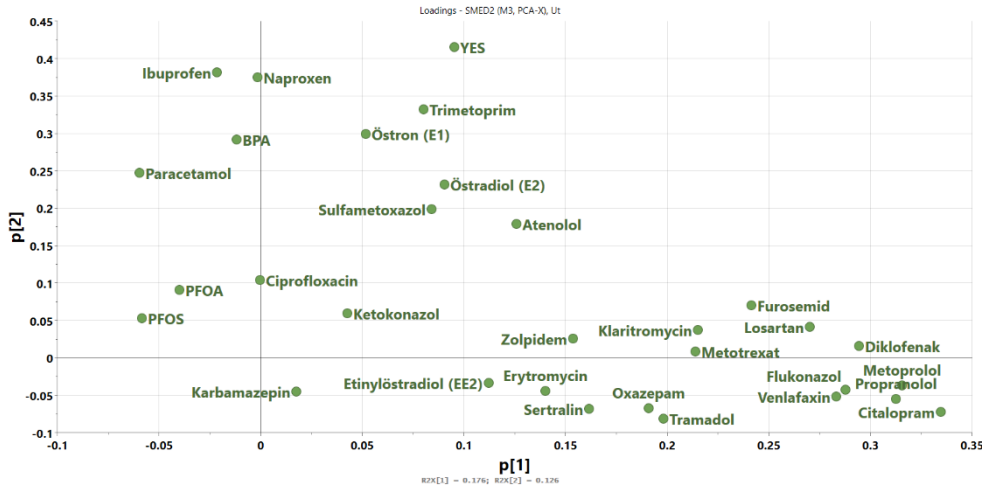
Figur 15. Scoreplott för mätpunkter på utgående avloppsvatten från avloppsreningsverken. Varje mättillfälle representeras av en punkt i figuren. Färgade gröna indikerar data från avloppsreningsverk med kväverening, medan blåa punkter motsvarar avloppsreningsverk utan kväverening.

För att se vilka variabler som påverkar läget på observationerna studeras loadingsplotten i Figur 16. Här syns att naproxen och ibuprofen ligger nära varandra längs y-axeln (p_2), vilket tyder på samvariation. Observationer som ligger högt upp i scoreplotten har alltså höga halter av dessa substanser. Detta är förväntat, då båda förekommer i relativt höga koncentrationer och bryts ned effektivt i reningsprocessen.

Flera svårnedbrytbara substanser återfinns nere till höger och långt ut på x-axeln (p_1). Metoprolol, citalopram och propranolol, som är vattenlösliga och delvis biologiskt nedbrytbara, ligger längst ut. Diklofenak, som är något mer svårnedbrytbart, återfinns strax innanför, följt av flukonazol och venlafaxin, som är mycket svårnedbrytbara.

PFOS och PFOA skiljer sig från läkemedlen genom att vara polära och bioackumulerande. De ligger längre till vänster på x-axeln men högre upp på y-axeln, vilket kan bero på deras strukturella och kemiska egenskaper. Samtidigt är deras position nära origo, vilket innebär att de har liten påverkan på modellen och en låg förklaringsgrad.

Då denna PCA-modell har en relativt låg förklaringsgrad ($R^2 = 0{,}32$) bör resultaten tolkas med viss försiktighet. Placeringen av substanser i plotten kan indikera samband men är ingen definitiv förklaring.



Figur 16. Loadingsplotten för de analyserade substanserna för alla mätpunkter i datasetet. Loadingplotten visar sambanden mellan dem.

Som tidigare påpekat är förklaringsgraden för denna PCA,

Som tidigare nämnts är förklaringsgraden för denna PCA, som visas i Figur 15 och Figur 16, låg ($R^2 = 0{,}32$), vilket innebär att tolkningarna bör göras med försiktighet. För att förbättra prediktionen krävs högre datakvalitet, fler mätpunkter och mer detaljerade metadata, exempelvis om substansernas kemiska egenskaper eller flödesdata.

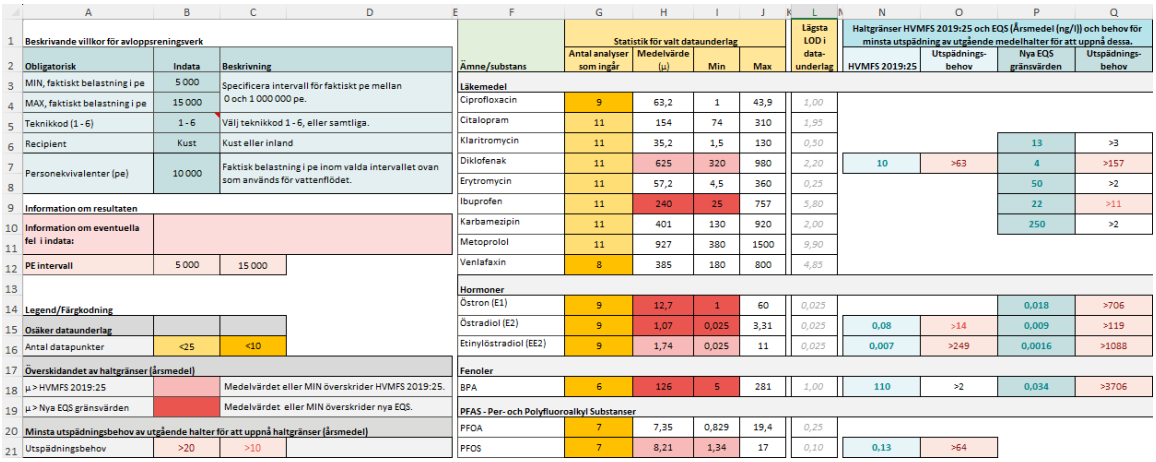
Den låga förklaringsgraden kan bero på att datasetet har stor spridning över flera dimensioner, vilket gör att endast en begränsad del av variationen fångas upp. Utifrån befintliga metadata går det inte att öka förklaringsgraden, vilket begränsar möjligheten att dra mer djupgående slutsatser. PCA-modellen ger en övergripande bild, men fångar inte de underliggande sambanden i detalj.

Även teknicknivå studerades, men gav ingen bättre förklaring av variationen än kväverening, varför vidare försök med faktoranalys övergavs.

4.2 Excelverktyg för utläsning av specifika data för miljöpåverkan

Detta verktyg är utvecklat för att ge en enkel uppskattning av utgående halter av mikroföroreningar baserat på datasetet. Det kan tillämpas på ett generellt avloppsreningsverk av en viss storlek och jämför de tillhörande halterna utifrån datasetet med både aktuella och föreslagna haltgränser enligt EQS-direktivet (Avsnitt 1.2.2). Dessutom beräknas den nödvändiga minsta utspädningen av dessa halter i utgående vatten för att koncentrationerna ska ligga inom tillåtna gränser.

Verktyget som visas i Figur 17 bygger på uppmätta koncentrationer och kompletterande metadata från datasetet (2018–2024) och presenterar således endast statistik baserat på filtrering utifrån valda kriterier. Exemplet som visas i figuren beskriv i avsnitt 4.2.3.



Beskrivande villkor för avloppsreningsverk		
Obligatorisk	Indata	Beskrivning
MIN, faktiskt belastning i pe	5 000	Specificera intervall för faktiskt pe mellan 0 och 1 000 000 pe.
MAX, faktiskt belastning i pe	15 000	
Teknikkod (1 - 6)	1 - 6	Välj teknikkod 1 - 6, eller samtliga.
Recipient	Kust	Kust eller inland
Personekvivalenter (pe)	10 000	Faktisk belastning i pe inom valda intervallet ovan som används för vattenflödet.
Information om resultaten		
Information om eventuella fel i indata:		
PE intervall	5 000	15 000

Legend/Färgkodning		
Osäker datаunderlag		
Antal datapunkter	<25	<10
Överskridandet av haltgränser (årsmedel)		
µ > HVMFS 2019:25		Medelvärdet eller MIN överskrider HVMFS 2019:25.
µ > Nya EQS gränsvärden		Medelvärdet eller MIN överskrider nya EQS.
Minsta utspädningsbehov av utgående halter för att uppnå haltgränser (årsmedel)		
Utspädningsbehov	>20	>10

Ämne/substans	Statistik för valt datаunderlag: Antal analyser som ingår	Medelvärde (µ)	Min	Max	Lägsta LOD i data-underlag	Haltgränser HVMFS 2019:25 och EQS (Årsmedel (ng/l)) och behov för minsta utspädning av utgående medelhalter för att uppnå dessa.: HVMFS 2019:25	Utspädnings-behov	Nya EQS gränsvärden	Utspädnings-behov
Läkemedel									
Ciprofloxacin	9	63,2	1	43,9	1,00				
Citalopram	11	154	74	310	1,95				
Klaritromycin	11	35,2	1,5	130	0,50			13	>3
Diklofenak	11	625	320	980	2,20	10	>63	4	>157
Erytromycin	11	57,2	4,5	360	0,25			50	>2
Ibuprofen	11	240	25	757	5,80			22	>11
Karbamezipin	11	401	130	920	2,00			250	>2
Metoprolol	11	927	380	1500	9,90				
Venlafaxin	8	385	180	800	4,85				
Hormoner									
Östron (E1)	9	12,7	1	60	0,025			0,018	>706
Östradiol (E2)	9	1,07	0,025	3,31	0,025	0,08	>14	0,009	>119
Etinylöstradiol (EE2)	9	1,74	0,025	11	0,025	0,007	>249	0,0016	>1088
Fenoler									
BPA	6	126	5	281	1,00	110	>2	0,034	>3706
PFAS - Per- och Polyfluoroalkyl Substanser									
PFOA	7	7,35	0,829	19,4	0,25				
PFOS	7	8,21	1,34	17	0,10	0,13	>64		

Figur 17. Excelverktyg (beskuret skärmklipp) för en enkel uppskattning av utgående halter av mikroföroreningar från avloppsreningsverk baserat på datasetet och jämförelse med aktuella och föreslagna haltgränser.

4.2.1 Indata och information

Datasetet filtreras baserat på tre värden som användaren specificerar:

- **Intervall för önskat PE** (Personekvivalenter): Intervall för faktiskt pe som ska ingå i dataurvalget (mellan 0 och 1 000 000 pe).
- **Teknikkod**: Anger vilken teknisk kategori avloppsreningsverket tillhör (1 till 6, alternativ samtliga som även inkluderar anläggningar där ingen specifik teknikkod har fastställts)[1].
- **Recipient**: Anger recipienttyp för avloppsreningsverkets utflöde (Inland eller Kust).
- **Personekvivalenter PE:** Faktisk belastning i pe som ska användas vid beräkning av emitterat mängd (behöver ligga inom valda intervallet ovan).

Att ange ett pe-intervall genom att ange minimalt och maximalt pe-värde möjliggör att flera närliggande datapunkter kan inkluderas i utvärderingen. Detta kan vara fördelaktigt, då mängden datapunkter för vissa pe-intervall kan vara mycket begränsade i datasetet. Observera att ett specifikt pe

[1] Teknikkod 1 – 6 motsvarar olika tekniknivå. 1) Enbart mekanisk rening, 2) biologisk rening efter mekanisk, 3) kemisk rening efter mekanisk, 4) biologisk-kemisk rening (konventionell), 5) biologisk-kemisk rening med kompletterande rening (filter) och 6) biologisk-kemisk rening med kväverening.

behöver anges då informationen används för att estimera årsflödet. Det är endast cellerna som indikerar indata som ska användas för att definiera begränsningar för dataunderlaget som ska ingå i beräkningen av datastatistiken. Under dessa beskrivande villkor visas eventuella felmeddelanden om något i indata är inkorrekt samt det pe-intervall som används i datafiltreringen (Figur 17). Nederst i vänstra delen av verktyget finns slutligen även en legend eller förklaring av färgkodningen för olika resultat (Figur 17).

4.2.2 Resultat och tolkning

De viktigaste resultaten består av ett antal datapunkter som uppfyller filtreringskriterierna och som därmed är underlag för statistiken. Om antalet datapunkter är färre än 10 respektive 25 är de statistiska värdena mer osäkra, vilket visas genom att kolumnen markeras. I dessa fall kan det vara klokt att applicera ett bredare intervall för pe för att få en mer stabil uppskattning. Detta följs av grundläggande statistik för det valda dataunderlaget inklusive medelvärde, min och maxvärden (kolumn H till J, Figur 17). Mer utförlig statistik vissa länge till höger i resultaten (kolumn S till V, Figur 17) där även haltintervall baserat på olika statistiska moment visas. I resultatdelen visas även de lägsta detektionsgränser (LOD) som datasetet inkluderar (kolumn L). Detta för att användaren kan tyda hur de lägsta rapporterade halter ligger i förhållande till dessa detektionsgränser eftersom det inte kan indikeras på ett annat sätt vilka halter som ligger under detektionsgränsen.

Både medelvärden och min-värden markeras med olika färgkoder om de överskrider befintliga eller föreslagna haltgränser (årsmedelvärde) enligt HVMFS 2019:25 respektive nya föreslagna EQS-direktivet (se avsnitt 1.2), som också anges i verktyget (kolumn N respektive P) beroende på vald typ av recipient. Verktyget beräknar också vilken minsta intervalluppskattning och tillhörande medelvärde för förväntade koncentrationer, samt vilken minska utspädning av medelvärdet till relevanta substanser i utgående vatten som är nödvändig för att nå haltgränserna enligt HVMFS 2019:25 respektive nya EQS-direktivet. Det bör beaktas att denna minsta utspädning inte kan ta hänsyn till eventuella uppströmshalter av substansen som påverkar haltutspädningen.

Utöver haltstatistik och förhållandet till gränsvärden så uppskattar verktyget även den totala mängden utsläpp per år (g/år). Årsmängden estimeras genom att multiplicera årsflödet av utgående vatten med koncentrationsintervallet. Där årsflödet i sin tur estimeras genom en linjär regressionsmodell, baserad på historiska data av pe och årsflödet för avloppsreningsverken i datasetet.

4.2.3 Tillämpningsexempel

Figur 17 visar ett exempel för pe-intervallet 5000 till 15 000 pe, samtliga teknikkoder, kustrecipient och 10 000 pe som vald storlek för mängdberäkning. I resultatdelen av verktyget visas att dataunderlaget för dessa urvalskriterier är väldig begränsade med endast 6 datapunkter för bisfenol A och maximalt 11 datapunkter för vissa läkemedel. Till exempel visas att medelhalten ut från avloppsreningsverk av denna storlek landar på 625 ng/l med ett min- respektive maxvärde på 320 och 980 ng/l. För att uppfylla HVFMS 2019:25 för kust krävs att utgående halt späds minst 63 gånger. Statistiken för det valda dataunderlaget visar att både medelhalter och rapporterade min-värden för läkemedlen diklofenak och ibuprofen överskrider haltgränserna enligt HVMFS 2019:25 och det nya EQS-direktivet. Även för hormoner, bisfenol A och PFOS överskrids de tillhörande haltgränserna. Dock ligger min-värden för t ex hormonerna på detektionsgränserna som resultaten indikerar. Med dessa delvis mycket högre medelhalter jämfört med haltgränserna, så indikerar verktyget också att en delvis mycket kraftig minsta utspädning av utgående halter skulle krävas för att uppnå haltgränserna i recipienten.

4.3 Utvärdering av en försäljningsbaserad modell för prediktion av läkemedel i avloppsvatten

Istället för att enbart analysera trender i läkemedelshalter vid svenska avloppsreningsverk kan andra metoder användas för att uppskatta dessa halter. I detta avsnitt utvärderas en tidigare publicerad modell baserad på försäljningsstatistik (Björklund, 2022), som kan prediktera läkemedelskoncentrationer i in- och utgående avloppsvatten utan kemiska analyser.

När avloppsdirektivet införs blir det obligatoriskt att analysera diklofenak två gånger i månaden för att utvärdera kvartär rening. Fram till dess kan denna modell vara ett värdefullt verktyg för myndigheter och läkemedelstillverkare, då den ger en tidig indikation på hur diklofenak och andra svårnedbrytbara läkemedel kan påverka ytvatten och kustmiljöer.

I förlängningen blir även recipientens utspädningsförmåga en viktig faktor, vilket diskuteras i Avsnitt 5.1.

Modellen valideras genom att jämföra dess prediktioner med det insamlade datasetet. I stora drag kan den i princip ersätta provtagningar när dessa inte är möjliga, vilket ger myndigheter och andra aktörer ett verktyg för att bedöma läkemedelshalter före och efter avloppsreningsverk.

För denna utvärdering har vi valt att anpassa modellen för diklofenak, medan den tidigare försäljningsbaserade modellen utvärderades för karbamazepin. Även om grundprincipen är densamma krävs vissa ämnesspecifika justeringar för att modellen ska ge tillförlitliga prediktioner.

Modellen bygger på flera steg och kräver tillgång till olika typer av data, både om det aktuella avloppsreningsverket och det specifika läkemedlet. Den kan sedan jämföras med uppmätta diklofenakhalter i utgående avloppsvatten. Många av de parametrar som används i beräkningarna finns i det insamlade datasetet. Övergripande behövs följande information:

- Antal anslutna personer från hushåll till det aktuella avloppsreningsverket
- Total årsvolym av avloppsvatten
- Försåld mängd läkemedel i den region där avloppsreningsverket är beläget
- Läkemedlets olika beredningsformer
- Exkretionsfaktor, dvs. andelen av läkemedlet som utsöndras oförändrat via urin eller avföring, samt graden av nedbrytning i avloppsreningsverket

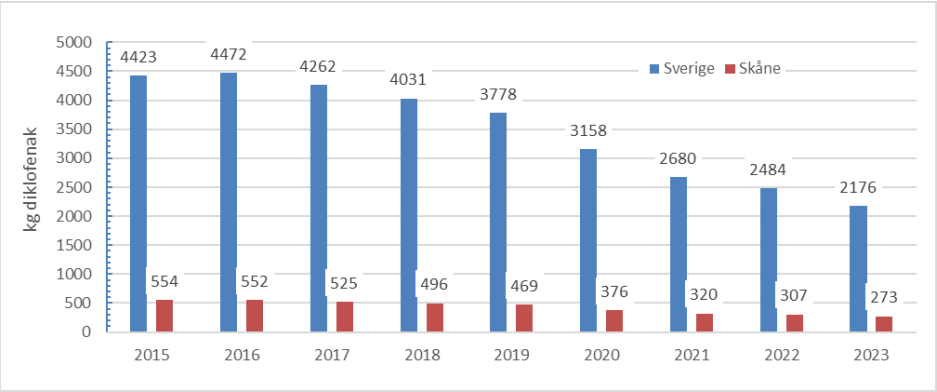
För att utvärdera modellens tillämpbarhet används Kristianstad Centrala Reningsverk (CRV) som exempel. Därefter testas modellen på andra avloppsreningsverk i Region Skåne för att undersöka dess generaliserbarhet.

1) Uppskatta genomsnittlig årlig läkemedelsförsäljning

I den tidigare rapporten baserades försäljningsdata på definierad dygnsdos (DDD), medan vi här använder öppet tillgänglig information från E-Hälsomyndigheten (2024). Denna datakälla redovisar den totala mängden försåld substans i kilogram med en upplösning ner till regionnivå på årsbasis. Därmed behöver vi inte omvandla DDD till kilogram för att få fram den försålda mängden.

Det bör noteras att försäljningsdata för vissa särskilt förorenande ämnen – ciprofloxacin, diklofenak, östradiol, etinylöstradiol och imidakloprid – finns tillgängliga på regionnivå, medan andra läkemedel enbart registreras på nationell nivå. Den begränsade tillgången på försäljningsdata påverkar hur modellen kan utvecklas för olika ämnen, men detta kan förhoppningsvis förbättras framöver.

Figur 14 visar den totala försäljningen av diklofenak (samtliga beredningsformer) både nationellt och i Skåne. Från denna figur kan vi hämta information om försäljningsvolymer för olika år, beroende på när kemiska analyser av avloppsvattnet vid det specifika avloppsreningsverket har genomförts.



Figur 15. Försåld mängd diklofenak i Sverige och i Region Skåne 2015–2023 (E-Hälsomyndigheten).

2) Analysera och korrigera för skillnader i demografi

Om demografin i ett avloppsreningsverks upptagningsområde skiljer sig från regionens genomsnitt kan det påverka den försålda mängden av en substans. I en tidigare rapport visades att åldersfördelningen i Kristianstads kommun och i hela Region Skåne inte skilde sig avsevärt åt, vilket innebar att försäljningsmönstret för läkemedel var liknande mellan populationen kopplad till Kristianstad CRV och hela regionen.

Mot denna bakgrund är det viktigt att identifiera den faktiska populationen som är ansluten till ett specifikt avloppsreningsverk vid en viss tidpunkt. Detta kan vara en utmaning, särskilt i turistorter där antalet anslutna personer varierar kraftigt över året.

För Kristianstad CRV finns analysdata för diklofenak i inkommande och utgående vatten från tre olika årstider under 2021: juni, september och december. Enligt insamlade metadata motsvarar den faktiska belastningen, uttryckt i BOD_5-ekvivalenter (biokemisk syreförbrukning under fem dygn), 115 000 personekvivalenter. Det faktiska antalet personer anslutna till CRV var dock endast 55 000 enligt samma metadata. Skillnaden beror på att Kristianstad CRV tar emot stora mängder industriellt avloppsvatten, särskilt från livsmedelsindustrin, vilket bidrar med syreförbrukande ämnen och därmed höjer personekvivalenterna.

I vårt dataset har vi därför samlat in uppgifter om antalet anslutna personer baserat på anslutna personekvivalenter, dimensionerat antal och hushållsanslutna personer. För denna modell är det antalet hushållsanslutna

personer som är relevant, inte personekvivalenter baserade på fysikalisk-kemiska mätningar.

3) Beräkna mängden försålt läkemedel till en specifik population

Mängden läkemedel som motsvarar populationen anslutna till det specifika avloppsreningsverket behöver också beräknas. Skånes befolkning 2021 (då proverna togs på avloppsreningsverket) var 1 399 454 personer (SCB, 2024).

Andelen anslutna personerna 2021 utgjorde 55 000 / 1 399 454 = 3,93 %
Total mängd försåld diklofenak för samma år är då 0,0393 × 320 kg = 12,6 kg.

4) Andel läkemedel som metaboliseras i kroppen

Andelen av diklofenak som metaboliseras i kroppen har undersökts tidigare. Vi har utgått från data från Food and Drug Administration (FDA) och en vetenskaplig studie, där det framgår att 1–5 % av den konsumerade mängden diklofenak utsöndras i oförändrad form (FDA, 2024; Davies & Anderson, 1997). För denna modell har vi valt att arbeta vidare med en exkretionsfaktor på 1 %.

Det är även viktigt att beakta att diklofenak säljs både som tabletter och geler. Enligt Läkemedelsverket (2022) absorberas endast 6 % av den lokalt applicerade dosen diklofenakgel genom huden och kan metaboliseras, medan merparten av gelen sköljs av och når avloppsvattnet direkt.

Fördelningen mellan diklofenak i tablettform och i gelform finns redovisad för Region Kalmar, där 67 kg diklofenak såldes som gel och 59 kg som tabletter eller andra formuleringar under 2017 (Läkemedelskommittén, Landstinget i Kalmar Län, 2018). Detta motsvarar en fördelning på 53,2 % gel och 46,8 % tabletter. I Kalmar län antogs att 90 % av diklofenak i gelform sköljdes ut i avloppet och att 1 % av diklofenak från tabletter utsöndrades i oförändrad form. Dessa antaganden visade att 99 % av den diklofenak som nådde avloppsreningsverken kom från geler (60,3 kg), medan endast 0,6 kg kom från tabletter.

Motsvarande data saknas för Region Skåne, vilket gör att vi har antagit samma fördelning som i Kalmar län för att förenkla beräkningarna. Detta innebär att 90 % av diklofenak från geler når avloppsreningsverken oförändrat, medan 1 % av diklofenak från tabletter utsöndras i oförändrad form. Eftersom mängden diklofenak från tabletter har en begränsad påverkan på modellen, förändras utfallet endast marginellt även om en högre exkretionsfaktor skulle användas. En ökning av exkretionsfaktorn med 4 % skulle endast ge en 4 % högre inkommande mängd diklofenak,

vilket gör att vi behåller 1 % som antagen exkretionsfaktor i fortsatta beräkningar.

Inkommande mängd diklofenak till Kristianstad CRV från geler blir:
12,6 kg × 0,53 × 0,9 = 6,01 kg

Inkommande mängd diklofenak till Kristianstad CRV från tabletter blir:
12,6 kg × 0,47 × 0,01 = 0,059 kg

Total inkommande mängd till Kristianstad CRV blir: 6,07 kg.

5) ***Årlig mängd diklofenak i avloppsvatten***

Mängden 6,07 kg diklofenak kommer att fördelas i den totala årliga avloppsvattenvolymen på 7 290 000 m^3, vilket ger en inkommande koncentration på 833 ng/l. Denna koncentration ligger nära de uppmätta värden i inkommande avloppsvatten till Kristianstad CRV i juni, september och december på 692 ng/l, 663 ng/l och 466 ng/l. Medelvärdet för samtliga tre uppmätta månader är 600 ng/l.

6) ***Andel diklofenak som bryts ned i reningsverket***

Andelen diklofenak som bryts ned i avloppsreningsverket har beräknats för all mätdata och är ca 10 % ± 0.4 och diskuteras mer i detalj i kapitel **Fel! H ittar inte referenskälla.**. För detta avsnitt har vi ansatt att 90 % av den mängd diklofenak som kommer till avloppsreningsverket med inkommande avloppsvatten återfinns i utgående avloppsvatten.

Mängden diklofenak som tar sig igenom avloppsreningsverket och släpps till recipienten kan nu beräknas till 0,90 × 6,07 kg = 5,46 kg

Koncentration av diklofenak i utgående renat avloppsvatten från Kristianstad CRV kan därefter beräknas till 749 ng/l.

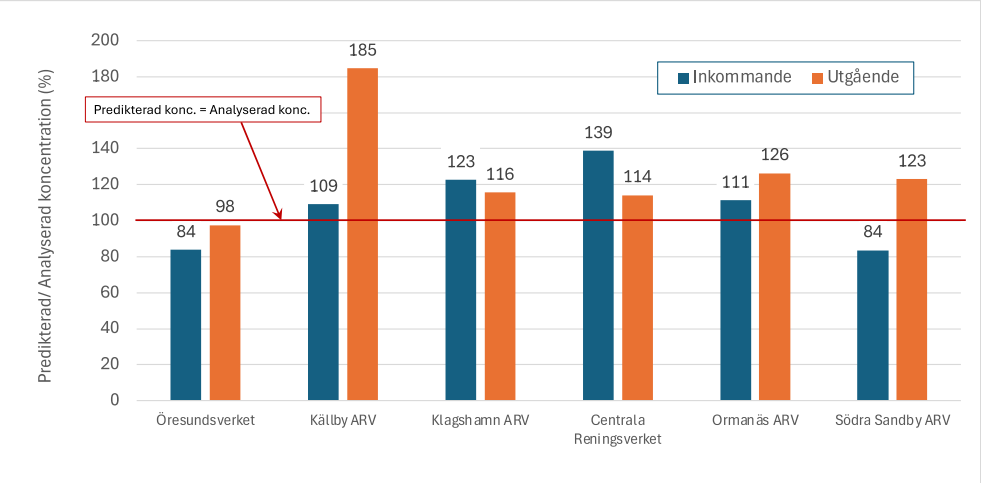
Denna koncentration ligger i paritet med de uppmätta värden i utgående avloppsvatten i juni, september och december, som är (ng/l) 721, 782 och 467 ng/l och där medelvärdet är 656 ng/l.

4.3.1 Utvärdering av den försäljningsbaserade modellen på flera undersökta avloppsreningsverk i Region Skåne

Vi kan nu utvärdera hur väl den försäljningsbaserade modellen kan prediktera inkommande och utgående mängder diklofenak vid flera skånska avloppsreningsverk, inklusive de som har undersökts inom projekt finansierade av Naturvårdsverket.

För att illustrera modellens noggrannhet visar Figur 18 förhållandet mellan den predikterade koncentrationen och medelvärdet från flera kemiska analyser vid samma avloppsreningsverk. Generellt sett predikterar modellen

både inkommande och utgående koncentrationer väl, även vid avloppsreningsverk med stor variation i antal anslutna personer.



Figur 18. Predikterad koncentration dividerad med kemiskt analyserad koncentration för sex svenska avloppsreningsverk: Öresundsverket, Källby ARV, Klagshamn ARV, Centrala Reningsverket (Kristianstad), Ormanäs och Södra Sandby. Blåa staplar visar relationen för inkommande koncentrationer och orangea staplar visar relationen för utgående koncentrationer.

De mer detaljerade resultaten från denna utvärdering redovisas i Tabell 5. Notera att de enskilda beräkningarna för respektive avloppsreningsverk inte visas, men att de har utförts med samma metod som för Kristianstad CRV.

Beräkningarna utgår från det faktiska antalet anslutna personer samt den totala avloppsvattensvolymen för respektive år. Dessa uppgifter hämtas från våra insamlade metadata och Svenska Miljörapporteringsportalen (SMP), som förvaltas av Naturvårdsverket och sammanställer avloppsreningsverkens miljörapporter. Eftersom diklofenakproverna kommer från olika år, har övrig information hämtats från den tidsperiod som ligger närmast provtagningsåret för att öka modellens prediktionsprecision.

Förhoppningen är att detta ska bli ett första verktyg för VA-organisationer att uppskatta utsläpp av exempelvis diklofenak från enskilda avloppsreningsverk. Syftet är inte att uppnå en exakt prediktion, utan att ge en indikation på vilka reningsverk som utgör störst miljörisk, utan att kemiska analyser behöver genomföras.

Relationen mellan predikterade och analyserade koncentrationer ligger generellt mycket nära varandra, både för inkommande och utgående halter. Särskilt viktigt är att de predikterade utgående koncentrationerna överensstämmer väl med de kemiskt analyserade, då det är den utgående koncentrationen som påverkar recipientens miljö. I de flesta fall ligger de predikterade halterna något över de analyserade, vilket är positivt ur ett

miljöperspektiv, då det innebär att modellen inte riskerar att undervärdera påverkan på recipienten. Dock bör resultaten tolkas med viss försiktighet, eftersom underlaget är begränsat och baserat på endast fyra prover.

Tabell 5. Predikterade och uppmätta koncentrationer av diklofenak i inkommande och utgående avloppsvatten till sex utvalda skånska avloppsreningsverk (ARV).

Avlopps-reningsverk, stad	År	Anslutna personer	Predikterat (ng/l)	Analys (ng/l)	Relativ standardavvikelse, RSD (%)	Antal (n)	Pred./Analys (%)
		Inkommande avloppsvatten					
Öresundsverket Helsingborg	2022	148 257	871	1037	20	3	84
Källby Lund	2023	116 308	876	803	14	3	109
Klagshamn Malmö	2021	86 000	1032	840	9	8	123
CRV Kristianstad	2021	55 000	833	600	22	3	139
Ormanäs Höör	2022	12 669	946	851	17	5	111
Södra Sandby	2023	6 950	666	797	4	3	84
		Utgående avloppsvatten					
Öresundsverket Helsingborg	2022	148 257	783	803	8	3	98
Källby Lund	2023	116 308	789	427	45	3	185
Klagshamn Malmö	2021	86 000	928	801	13	8	116
CRV Kristianstad	2021	55 000	749	656	25	3	114
Ormanäs Höör	2022	12 669	851	673	34	5	126
Södra Sandby	2023	6 950	599	487	40	3	123

Haltvariationerna för diklofenak presenterades redan i Avsnitt 2.5, där det framgår att en stor andel av analysdata ligger inom ett smalt intervall (**Fel! Hittar inte referenskälla.**). För att modellen ska kunna användas i större skala krävs tillgång till uppgifter om antal anslutna personer per avloppsreningsverk, mängden utgående renat avloppsvatten, samt försäljningsdata för diklofenak i regionen, inklusive fördelningen mellan tablett och gelform. Särskilt mängden diklofenak i gelform är avgörande för

en tillförlitlig prediktion, då majoriteten av den oförändrade substansen i avloppsvattnet härrör från denna beredningsform. Eventuellt kan regionen tillhandahålla mer detaljerade försäljningssiffror ner på kommunnivå.

Med införandet av avloppsdirektivet blir det obligatoriskt att analysera diklofenak två gånger per månad för att bedöma reningsstegets effektivitet. Fram till dess kan modellen vara ett användbart verktyg för myndigheter och läkemedelstillverkare, eftersom den ger en tidig indikation på hur diklofenak och andra svårnedbrytbara läkemedel kan påverka ytvatten och kustmiljöer, baserat på uppmätta halter i utgående avloppsvatten.

Modellen kan även användas för att simulera olika scenarier, exempelvis förändringar i läkemedelsförsäljning, effekter av uppströmsåtgärder, behovet av kvartär rening och recipientpåverkan. Ett konkret exempel är Kristianstad CRV, där prediktionsmodellen visar att en minskning av försäljningen av diklofenak i tablettform inte skulle ge någon märkbar effekt på halterna i avloppsvattnet. Om däremot diklofenak i gelform skulle förbjudas och ersättas med exempelvis ibuprofen – som redan idag renas effektivt i avloppsreningsverk – skulle de utgående diklofenakhalterna vid Kristianstad CRV minska. Detta skulle sannolikt innebära att inga ytterligare åtgärder krävs för att reducera diklofenak vid avloppsreningsverket.

4.3.2 Begränsning med försäljningsbaserade modeller

För exemplet diklofenak har prediktionsmodellen visat sig fungera mycket väl. Dock finns det inneboende begränsningar i alla typer av prediktioner, och den försäljningsbaserade modellens tillförlitlighet påverkas av flera faktorer.

En av de största utmaningarna är tillgången till relevanta substanser – vissa läkemedel saknas i de offentligt tillgängliga registren, vilket kan kräva att myndigheter bistår med att identifiera eller tillhandahålla dessa data.

Vidare krävs kunskap om exkretionsfaktorer, vilka varierar mellan olika läkemedel och där tillgänglig information kan vara bristfällig. För en mer noggrann prediktion behövs även detaljerad lokal information, såsom förbrukning på kommunnivå och fördelning av olika beredningsformer (till exempel tabletter och geler). Denna information är avgörande för att förstå och hantera läkemedels påverkan på miljön på ett effektivt sätt.

5 Utspädning och kvartär rening: påverkan på recipientens föroreningshalter

5.1 Betydelsen av utspädningsfaktorn i recipienten

Avsikten med modellerna ovan är att kunna förutsäga inkommande och utgående koncentrationer som ett komplement till kemiska analyser. Ingen av modellerna ovan hanterar däremot den utspädning som sker i recipienten och som är det som ytterst kommer att ha stor påverkan på den slutliga koncentrationen i recipienten. Problemet med osäkerheten kring recipientens utspädning och hur den ska hanteras är en generell problematik som gäller för alla modeller och man behöver hitta sätt att beräkna utspädningen.

Om ett avloppsreningsverk har en stor volym utgående avloppsvatten i förhållande till recipientens volym, och den förutspådda utgående koncentrationen är hög, kan detta leda till en betydande miljöbelastning på recipienten. Å andra sidan, om det finns en stor mängd tillskottsvatten som tillförs systemet, kan detta resultera i att ämnena späds ut i recipienten. I sådana fall kan den faktiska halten av mikroföroreningarna bli betydligt lägre än vad modellen förutspår.

Den beräknade utgående koncentrationen (eller mängden om man så vill) kan divideras med den utspädningsfaktor som finns i den specifika recipienten. Hur noggrant denna utspädningsfaktor kan identifieras beror på hur god information man har om utgående avloppsvattenvolymen och recipientens volym. Man kan exempelvis använda ett medelvärde av flödet eller volymen i recipienten och dividera med den totalt volymen avloppsvatten som släpps ut i recipienten. Denna typ av övergripande beräkningar av utspädningsfaktorn genomfördes inom ramen för ett skånskt projekt redan 2017 (Svahn & Björklund, 2017). Med enkla beräkningar fann man att en hög utspädningsfaktor leder till lägre koncentrationer i recipienter, något som kunde bekräftas med kemiska analyser som utfördes i avloppsreningsverket mottagande recipient.

I recipienter där flödet mäts varje dygn kan man dividerade avloppsverkets utgående dygnsflöde med recipients flöde och få en faktor som varierar över året. Därefter kan man välja den faktor som gäller för det specifika datum man är intresserad av. Inte förvånande kommer denna utspädningsfaktor att

variera kraftigt beroende på årstid eftersom recipientens flöde (volym) kommer att vara mycket låg under torrare perioder av året.

Utspädningsfaktorn är diskuterad i flera arbeten, till exempel har två betydelsefulla rapporter från Länsstyrelsen i Skåne utgivits 2020 och 2023 (Pirzadeh et al., 2020; Lindbäck et al., 2023). Där påtalades det exempelvis att en korrekt uppskattning av utspädningsfaktorn är avgörande för att kunna förutsäga den faktiska koncentrationen av läkemedelsrester i recipienten. Vid låga flöden i recipienten, som ofta uppträder under torrare perioder, riskerar koncentrationerna av dessa ämnen att öka, vilket kan leda till betydande miljöpåverkan. För att kunna beräkna utspädningen krävs noggranna data om både avloppsflöde och recipientens volym. I tidigare studier har det visat sig att metoder som våtmarker och infiltration kan ha en positiv effekt på att minska koncentrationerna av vissa mikroföroreningar, men effekten varierar beroende på ämnets karaktär och tid på året (Pirzadeh et al., 2021). Vidare behöver framtida arbeten beakta hur förändringar i klimat och flödesmönster kan påverka den långsiktiga utspädningen och därmed koncentrationen av föroreningar i recipienten (Lindbäck et al., 2023).

5.2 Effekten av kvartär rening på recipientens föroreningshalter?

5.2.1 Exempel med ämnen från avloppsdirektivet

Det sammanställda datasetet kan användas för att analysera de förväntade koncentrationerna av organiska mikroföroreningar i utgående avloppsvatten när ett kvartärt reningssteg implementeras vid ett avloppsavloppsreningsverk. Enligt det antagna avloppsdirektivet ställs det krav på hur det kvartära reningssteget ska driftas. Kravet innebär att dubbelt så många substanser ska väljas från kategori 1 jämfört med kategori 2 för minst sex ämnen totalt. Ämnen är utvalda på basis att de är enkla (kategori 1) respektive mycket enkla (kategori 2) substanser att avskilja med hjälp av kvartär rening. Avloppsdirektivet innehåller även ett krav på 80-procentig reduktion över hela avloppsreningsverket. Mot bakgrund av dessa regler kan reningsgraden omfatta minst sex ämnen, men även fler. Det kvartära reningssteget är dock oberoende av eventuella krav som kan ställas på recipienten enligt det prioriterade ämnesdirektivet.

Det är viktigt att undersöka hur organiska mikroföroreningar avskiljs i svenska avloppsreningsverk enligt avloppsdirektivet. Det är också relevant

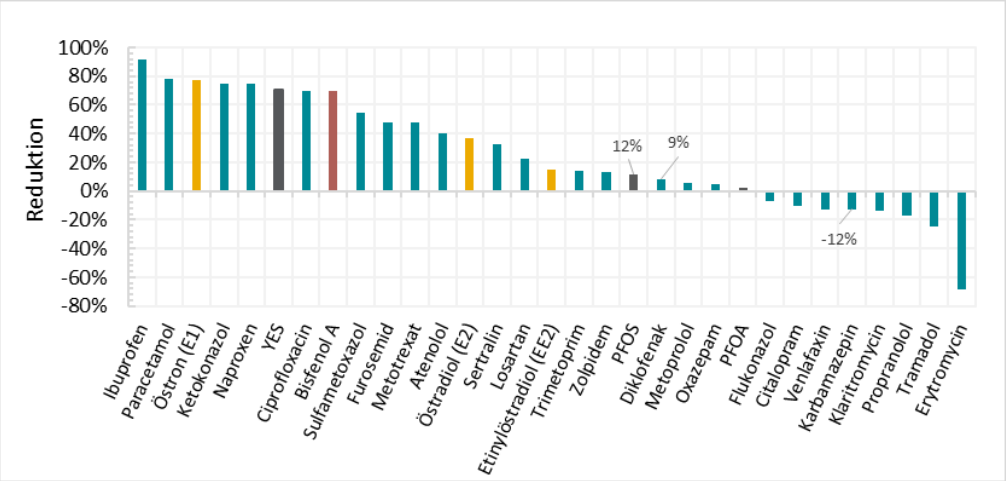
att identifiera vilka ämnen som är lätta respektive svåra att detektera, särskilt sådana som tidigare analyserats i begränsad omfattning.

Figur 19 illustrerar den procentuella förändringen i koncentration för samtliga mikroföroreningar som ingår i datasetet. Staplarna är färgkodade för att representera olika ämneskategorier: läkemedel (turkos), hormoner (gul), effektrelaterade substanser och PFAS (svart) samt fenoler (röd).

Förändringen i inkommande och utgående halter i datasetet visar en betydande variation mellan olika ämnen i den konventionella reningsprocessen. För de sex ämnen som omfattas av avloppsdirektivet – citalopram, diklofenak, karbamazepin, metoprolol, klaritromycin och venlafaxin – varierar förändringen från -14 % till 9 %. Endast metoprolol och diklofenak uppvisar en faktisk minskning, på 5 % respektive 9 %, medan de övriga fyra substanserna uppvisar en negativ reduktion (dvs. en ökning av halten i utgående vatten).

Den stora variationen i reningseffektivitet har avgörande konsekvenser för hur avloppsdirektivet tillämpas på enskilda avloppsreningsverk. Enligt kraven måste avskiljningen uppnå minst 80 % från inkommande till utgående avloppsvatten, men när vissa ämnen uppvisar en ökande halt innebär det att de behöver avskiljas med mer än 80 % i det kvartära reningssteget.

För att underlätta redovisningen föreskrivs att den totala avskiljningen ska rapporteras som ett medelvärde för alla analyserade ämnen som väljs ut. Det finns dock behov av att samla in mer kunskap, både från andra länder och från Sverige, för att förstå hur valet av indikatorsubstanser påverkar den sammanlagda reduktionsgraden för ozon och GAK (granulerat aktivt kol).

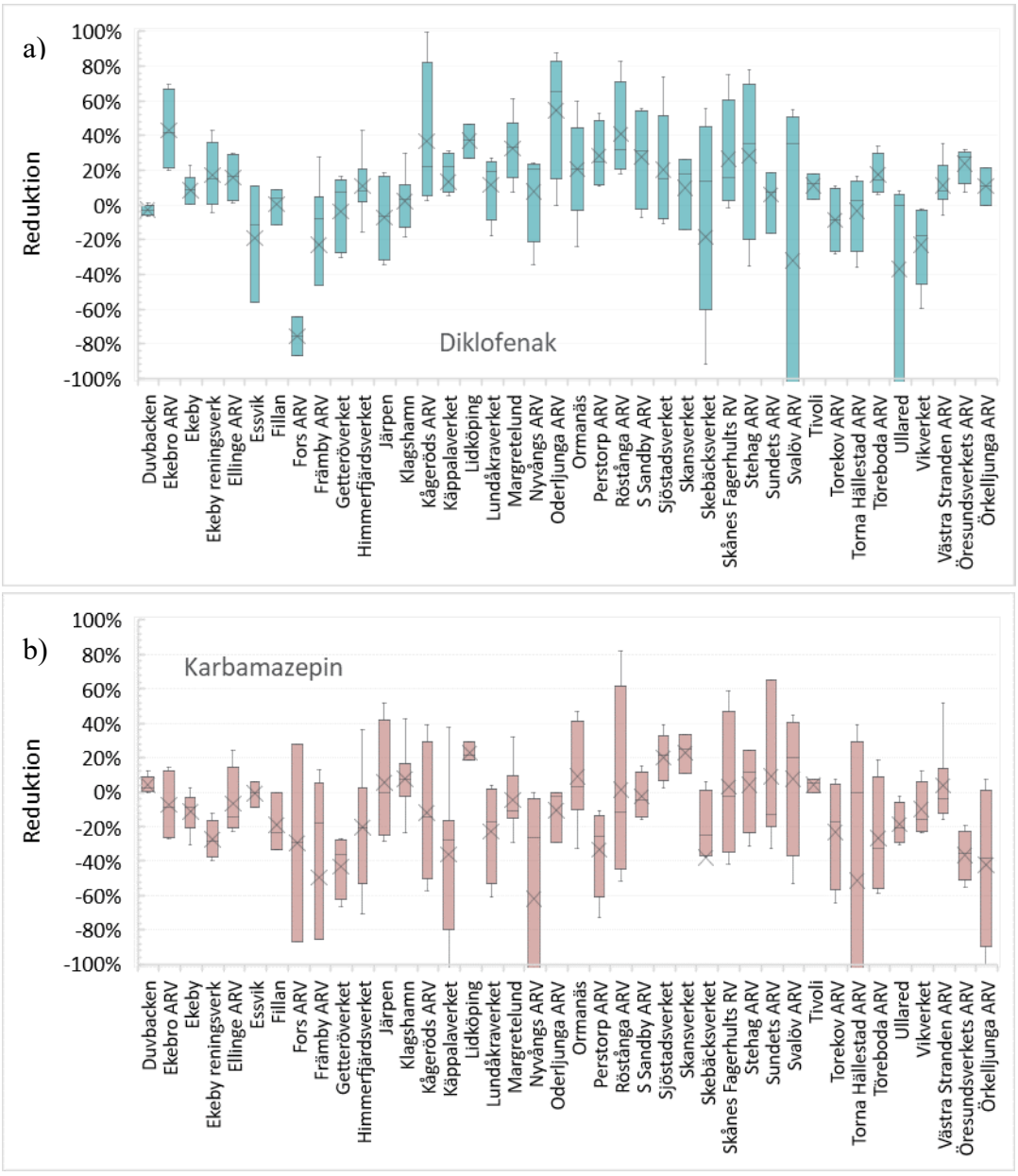


Figur 19. Avskiljning i medeltal för de organiska mikroföroreningar som ingår i datasetet mellan inkommande och utgående avloppsvatten vid svenska avloppsreningsverk. Turkosa staplar indikerar läkemedel, gula staplar motsvarar hormoner, svart stapel är effekter och PFAS medan röd stapel är fenoler.

Eftersom de olika ämnena uppvisar stora skillnader i halt mellan inkommande och utgående avloppsvatten, är det även relevant att undersöka hur avskiljningen varierar mellan de avloppsreningsverk som ingår i vårt dataset. Vi har valt att visa medelvärdet för avskiljning av diklofenak och karbamazepin vid varje avloppsreningsverk, vilket presenteras i Figur 20.

Resultaten visar en betydande variation i avskiljningsgrad mellan olika avloppsreningsverk samt mellan provtagningsomgångar. För de redovisade resultaten har inkommande halter jämförts med utgående halter från samma provtagning, och en medelreduktion har beräknats.

I boxplots representerar lådan 50 % av alla mätvärden, medan de svarta linjerna utanför lådan visar spridningen i data. Exempelvis uppvisar diklofenak många avvikande värden vid Svalövs avloppsreningsverk och Skebäcksverket, där reduktionen varierar från 50 % till -100 % respektive 40 % till -60 %.



Figur 20. Reduktion i procent för medelhalt av diklofenak (a) och karbamazepin (b) mellan inkommande och utgående avloppsvatten för svenska avloppsreningsverk som ingått i datasetet. Kryss motsvarar medelvärden av datapunkter medan streck är medianen av de samlade mätvärdena.

Liknande variationer observeras för karbamazepin i Figur 20b. Det är viktigt att påpeka att den stora variationen som observeras mellan enskilda avloppsreningsverk även kan bero på skillnader mellan provtagningstillfällen, där vissa mätningar visar höga halter och andra låga, vilket leder till en större spridning i resultaten. I medel varierar reduktionen för karbamazepin från cirka 60 % vid Ormanäs avloppsreningsverk till mer än -80 % vid Fors avloppsreningsverk och Örkelljunga samt ytterligare några verk som indikerar en spridning ner till - 100 %.

Wunderlin och medarbetare i Schweiz (Wunderlin et al, 2024) har gjort en undersökning av hur användandet av indikatorsubstanser har fungerat för att beräkna reningsgrad i Schweiz, sju år efter att flera av landets avloppsreningsverk infört kvartär rening. En viktig slutsats är att indikatorsubstanser har visat sig vara effektiva för att utvärdera reningsprocesser i Schweiz. Flera anledningar nämns såsom att de är utbredda i avloppsvatten, har standardiserade analysmetoder och är persistenta i biologiska reningssteg. Indikatorsubstanserna avskiljs däremot väl genom ozonering eller aktivt kol.

Samma studie visade att valet av indikatorsubstans påverkar reningsresultaten (Wunderlin et al., 2024), och det rekommenderas därför att inkludera så många substanser som möjligt i beräkningarna. Det finns dock vissa utmaningar, till exempel att vissa ämnen förekommer i låga koncentrationer i inkommande vatten, vilket gör det svårt att mäta avskiljning i utgående vatten. Substanser som amisulprid, citalopram och klaritromycin har ibland exkluderats i analyser eftersom deras halter i utgående vatten ligger nära detektionsgränsen. Andra osäkerhetsfaktorer inkluderar variationer i inkommande koncentrationer, särskilt vid regn, samt att vissa ämnen kan påverka reningsresultaten negativt beroende på reningsteknik – exempelvis kandesartan i aktivt kol-anläggningar och irbesartan vid ozonering.

5.2.2 Exempel från prioämnesdirektivet

I nästa avsnitt undersöks effekten i recipienten vid införandet av ett kvartärt reningssteg. Vi har valt att undersöka om en 80 % reduktion av ämnena från EQS-direktivet innebär att direktivet kan uppnås för svenska ytvatten.

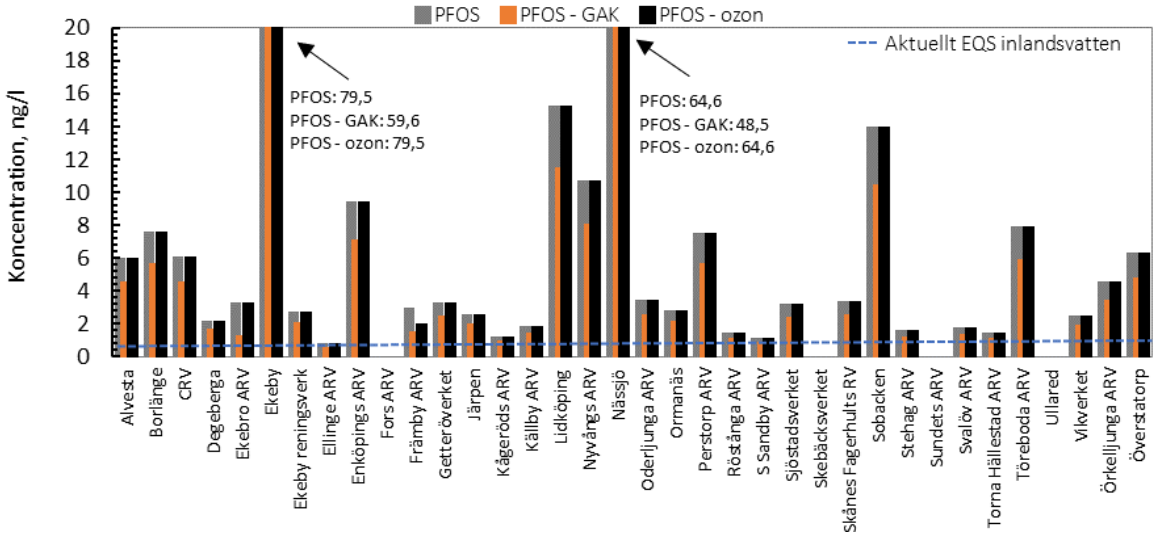
Utöver avloppsdirektivet, ska avloppsreningsverk också uppfylla kraven i prioämnesdirektivet som gäller för inlands- eller kustvatten. Ämnen som återfinns i det nya föreslagna prioämnesdirektivet, och som även ingår i vårt dataset, är till exempel diklofenak och karbamazepin. Vi har därför valt att utvärdera halter från dessa ämnen efter det kvartära reningssteget. Utöver dessa inkluderar vi även PFOS, som finns i det aktuella prioämnesdirektivet, men som framgent föreslås ersättas av summahalten av PFAS24, uttryckt i PFOA-ekvivalenter ($\sum PFAS24_{PFOA\text{-}ekv}$). Eftersom PFAS24 inte har analyserats inom ramen för de sammanställda projekten, får PFOS i denna beräkning fungera som en referens för PFAS-föroreningar.

Även om det finns många olika tekniker som kan implementeras som kvartär rening vid avloppsreningsverk är det framför allt teknikerna ozonering och aktivt kol som anses mest relevanta för en implementering vid avloppsreningsverk (Baresel et al., 2015; Cimbritz et al., 2016).

Teknikerna fungerar olika: ozon oxiderar mikroföroreningar medan aktivt kol adsorberar dem. Hur väl avskiljningen av olika mikroföroreningar är varierar mellan ozon och aktivt kol. Till exempel oxiderar ozon både diklofenak och karbamazepin >95 % vid en ozondos högre än 0,5 g ozon/g DOC (löst organiskt kol), något som också påvisats i flera schweiziska fullskaleanläggningar (Wunderlin et al., 2024). Avskiljningen med pulveriserat aktivt kol, ligger i samma utvärdering något lägre relativt ozon, ca 87–92 % för diklofenak och karbamazepin men kan inte direkt översättas till hur reningsgraden är för ett filter med granulärt aktivt kol (GAK). Avskiljningen i GAK-filter ska i tillägg diskuteras relativt bäddvolymer eftersom avskiljningen avtar över tid. För att förenkla för läsaren har vi i detta fall sammanfogat teknikerna ozon och GAK och benämnt dem båda som kvartär rening. Vi har också utgått från att den kvartära reningen oavsett teknik åstadkommer en avskiljning på 80 % för substanserna diklofenak och karbamazepin och därefter undersökt hur detta kan jämföras med aktuella och framtida föreslagna EQS-värden för ytvatten och för respektive ämne nedströms svenska avloppsreningsverk som ingått i datasetet.

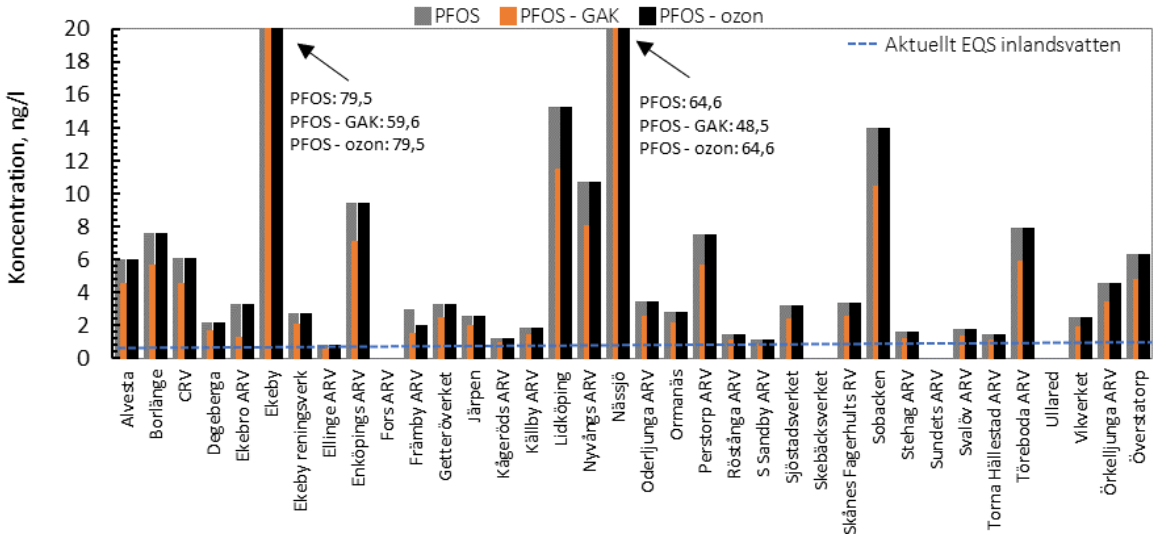
Det tredje ämnet som vi har valt att inkludera i vår beräkning och jämförelse är PFOS. Här skiljer sig teknikerna åt avseende reningsgrad, vilket gör att vi behöver behandla dem var och en för sig. Ozon, som inte förmår att oxidera PFOS, resulterar i minimal till ingen rening alls (0 %), medan GAK kan avskilja PFOS under en kortare tid, ungefär en fjärdedel av den tid som filtret kan klara av att rena de ovan diskuterade ämnena och vid körning av ett GAK-filter (Baresel et al., 2021, Edefell et al., 2022). Exempelvis så har försöken vid Kungsängsverket i Uppsala visat att PFOS avskildes mellan 20 och 30 % vid 20 000 bäddvolymer för ett enkelt GAK-filter (Baresel et al., 2023), varför 25 % är valt som avskiljningsgrad för PFOS när det avskiljs med ett enkelt GAK-filter i nedanstående beräkningar.
Figur 21a-c visar hur förväntade utgående vatten kan bli med och utan kvartär rening för diklofenak, karbamazepin och PFOS utifrån de antagna reduktionsgraderna på 80 % för ozon och GAK avseende diklofenak och karbamazepin, samt respektive 25 % avskiljning av PFOS för GAK

respektive ozon (



Figur 21c). I figurerna visas även aktuella (diklofenak och PFOS) och föreslagna EQS-värden (diklofenak och karbamazepin). Det bör nämnas att det aktuella EQS-värdet för PFOS på 0,65 ng/l kommer att ersättas med ett framtida förslag som omfattar 24 PFAS-ämnen uttryckt som PFOA-ekvivalenter och som är 4,4 ng/l.

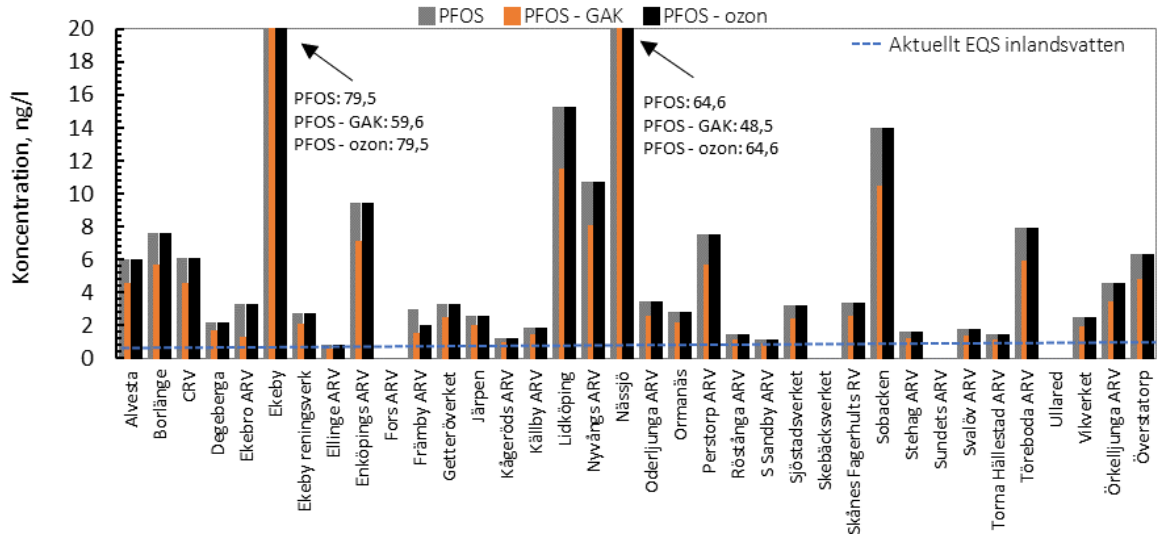
För att klara framtida krav på diklofenak för inlandsvatten ska halterna understiga 40 ng/l när de når blandningszonen i recipienten. Aktuell bedömningshalt är 100 ng/l. I



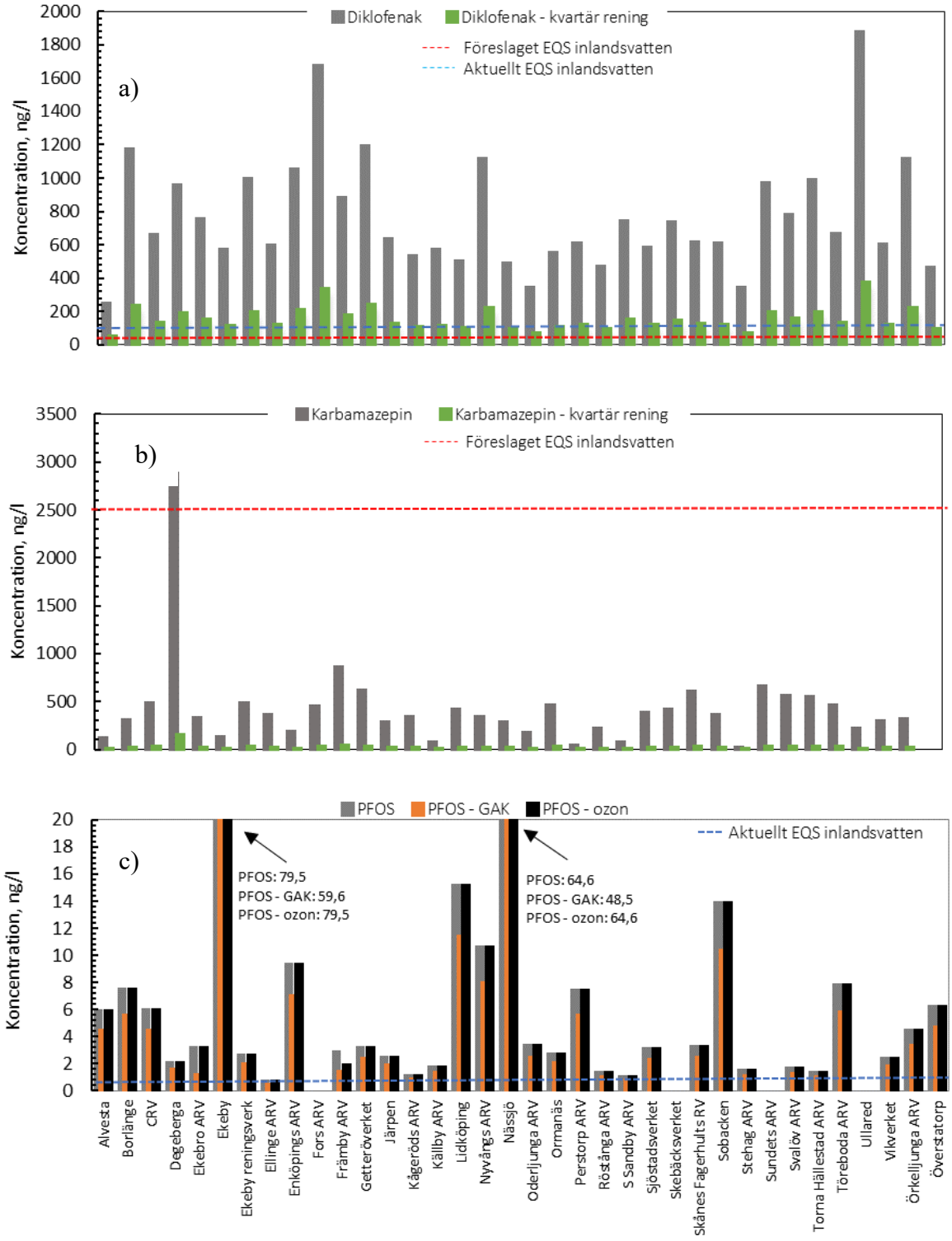
Figur 21a visas det tydligt att samtliga avloppsreningsverk kommer att behöva införa kvartär rening, till exempel i form av ozon eller GAK, för att uppfylla ett sådant krav. Samtidigt visas det att det finns en rad avloppsreningsverk som ändå inte skulle klara kravet trots införandet av

kvartär rening på grund av ovanligt höga halter i utgående avloppsvatten. Dessa halter behöver därmed spädas i recipienten i olika stor omfattning. De redovisade halterna inkluderar inte någon spädning i recipienten.

För karbamazepin, som visas i



Figur 21b, överstiger utgående halter knappt föreslaget EQS i inlandsvatten, undantaget Ekebro avloppsreningsverk. Slutligen visas PFOS-halter för obehandlat och behandlat avloppsvatten. Här är det ingen skillnad mellan obehandlat utgående vatten och utgående vatten som behandlas med ozon. Samtidigt som GAK-filtrering kan ha en viss påverkan på utgående halter, så visar inte denna beräkning att utgående PFOS-halter understiger 0,65 ng/l vid varken ozon eller GAK-införandet i frånvaro av spädning i recipienten. Hur utgående halter kommer att vara relativt det föreslagna $\sum PFAS24_{PFOA\text{-}ekv}$ kan vi inte kommentera då denna information saknas i datasetet.



Figur 21a-c. Genomsnittliga utgående halter utan kvartär rening (grå), efter behandling med kvartär rening (grön) för diklofenak (a), karbamazepin (b). För PFOS (c) utan kvartär rening (grå), efter GAK (orange) samt efter ozon (svart). Streckade linjer indikerar aktuell (blå) respektive föreslagen (röd) EQS.

I Schweiz har kvartär rening varit implementerad sedan 2016. En nyligen publicerad studie av Gulde et a. (2024) sammanfattar en nationell övervakning av schweiziska ytvatten. Studien har visat att gränsvärden för vissa läkemedel, särskilt diklofenak, ofta överskrids. Till exempel har mätningar i 19 vattendrag under 2022 visat att 98 % av proverna överskred gränsen för diklofenak. Uppgradering av avloppsreningsverk har däremot visat att halterna har minskat, men vid hög andel avloppsvatten kan överskridanden fortfarande ske. Behandling med aktivt kol i pulveriserad form har visat att 85 % av diklofenak avlägsnas medan ozonering når 99 %. En slutsats från övervakningen i Schweiz är att förbättrad rening krävs framgent för att minska påverkan på ytvatten och dricksvattenresurser.

6 Slutsats och utblick

Denna rapport har sammanställt och analyserat data från relevanta Naturvårdsverkets finansierade projekt om rening av organiska mikroföroreningar. Syftet var att ge en övergripande bild av mikroföroreningar i svenska avloppsreningsverk och deras recipienter. Trots vissa begränsningar i datasetet ger resultaten värdefulla insikter om utmaningar och möjligheter inom området. Nedan följer de huvudsakliga slutsatserna och en utblick för framtida arbete.

6.1 Sammanfattande slutsatser

- *Betydande geografisk spridning men begränsningar i datasetet*
  Naturvårdsverkets finansierade projekt är geografiskt välfördelade, men endast data från 31 av 70 projekt uppfyllde de uppsatta kvantitets – och kvalitetskraven för att inkluderas i sammanställningen som primärt rörde val av analyslaboratorie och vilka mikroföroreningar som analyserats. Generellt har avsaknaden av harmonisering och/eller brister i metodik eller rapportering bidragit till begräsningar i datasetet.

- *Kvalitetsgranskning säkerställer tillförlitlighet*
  Kvalitetsgranskningen av datasetet visade att de flesta datapunkterna låg inom rimliga intervall och att de upptäckta felen (ca 5 %) hade en begränsad inverkan på helheten. Detta stärker datasetets trovärdighet och användbarhet för vidare arbeten.

- *Diklofenak och PFOS som exempel på problematiska föroreningar*
  Data visar att diklofenak är svårnedbrytbart i avloppsreningsverk, med halter i utgående vatten som ofta liknar de inkommande. För PFOS, men även andra mikroföroreningar som ingår i olika regelverk, observeras liknande mönster, vilket understryker behovet av förbättrade reningstekniker för dessa ämnen. Samtidigt framstår inte alla svårnedbrytbara mikroföroreningar som en utmaning i vattenförekomster trots begränsad reningseffekt.

- *Datasetets omfattning och värde*
  Det sammanställda datasetet är det mest omfattande hittills i Sverige för organiska mikroföroreningar vid avloppsreningsverk och mottagande recipienter. Det utgör en betydande resurs för att öka förståelsen av mikroföroreningar, deras spridning och hantering, och

kan användas som en baslinje för framtida uppföljningar och jämförelser. Bristen på harmoniserad provtagning och analys samt frånvaro av betydelsefulla metadata utgör dock väsentliga begränsningar i datasetet som försvårar jämförelser mellan anläggningar och korrekt tolkning av resultat, vilket indikerar behovet av standardiserade metoder och bättre dokumentation.

- *Modeller för att förutsäga halter av mikroföroreningar*
  Rapporten visar prov på hur försäljningsbaserade modeller kan användas för att skatta halter av diklofenak i avloppsvatten, om än för en begränsad omfattning av datasetet. Att vidareutveckla andra modeller utifrån datasetet kan möjliggöras om metadata utvecklas vidare och om datasetet kompletteras med ytterligare information såsom erfarenhetsbaserad reduktion vid avloppsreningsverk för kvartära reningstekniker. Om modeller kan tas fram utifrån en djupare förståelse för vilka faktorer som styr reningsgrad och utsläppskoncentrationer, kan dessa verka stödjande för datadrivna beslut och prioriteringar för reningstekniker.

6.2 Utblick och lärdomar inför framtiden

Denna sammanställning av data ger värdefulla insikter om förekomsten av mikroföroreningar i svenska avloppsreningsverk och deras recipienter. För att ytterligare förbättra den nationella övervakningen och säkerställa jämförbara resultat bör framtida projekt prioritera standardiserade provtagningsmetoder och laboratorieanalyser. Dessutom är det viktigt att integrera essentiella metadata som vattenflöde och information om anläggningens belastning vid provtagning för att förstå spädningseffekter och få en mer komplett bild av föroreningarnas påverkan. Även andra belastningskomponenter som kan verka som proxy kan användas såsom ammoniumkväve och totalkväve.

För att stärka tillförlitligheten i statusbedömningar och förbättra underlaget för miljöförvaltningen finns potential att vidareutveckla det befintliga datasetet genom att komplettera det med information från fler projekt och analyser. Kvalitetssäkrade data bör i första hand integreras hos relevanta datavärdar, såsom inom det nationella datavärdskapet för miljögifter, Miljödata MVM eller SMED. Samordning och harmonisering av data, inklusive gemensam terminologi och kodlistor, är centralt för att säkerställa spårbarhet och underlätta återanvändning. Även om VISS inte är avsett som en databas för primärdata, är det värdefullt att uppdaterade och

kvalitetssäkrade bedömningsunderlag görs tillgängliga där, med tydliga länkar till de datakällor som ligger till grund för bedömningarna.

Investering i förbättrade analytiska metoder, särskilt för substanser som hormoner, fenoler och PFAS, kan bidra till mer tillförlitliga data och effektivare uppföljning. Även bredspektrumsanalyser, i form av effektbaserade metoder, kan vara ett viktigt komplement för vattenkvalitetsbedömningar av hormonstörande ämnen. Samtidigt kan resurser riktas mot prioriterade mikroföroreningar för att maximera nyttan av provtagning och analys.

7 Referenser

Baresel, C., Cousins, A.P., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S, 2015, Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants - Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options. IVL Swedish Environmental Research Institute, Report 2226, Stockholm.

Baresel, C., Malovanyy, A., Karlsson, L., Bornold, N., Habagil, M., Keucken, A. 2021. Förstudie - Läkemedelsrening vid Getteröverket i Varberg - Utredning om behov och möjligheter för en utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar. IVL Svenska Miljöinstitutet och Vatten & Miljö i Väst AB, rapport U6531.

Baresel, C., Andersson, J., Sundin, A.M., Olofsson, L., Malovanyy, A., Karlsson, L., Petersson, M., Götlind, O., Högberg, C.J., Svanberg, N., Karlsson, J. 2023. Pilotstudie läkemedelsrening på Kungsängsverket. Uppsala Vatten och Avfall AB, NV-02959-20.

Björklund, E., 2022, En enkel försäljningsbaserad modell för prediktering av kemisk belastning av individuella läkemedel till specifika reningsverk. Rapport Högskolan Kristianstad.

Björklund, E. och Svahn, O., 2017, Interkalibrerad läkemedelsanalys 2017 – ett samarbetsprojekt för ökad analyskvalité. Rapport Högskolan Kristianstad.

Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., Åstrand, N., la Cour Jansen, J., 2016, Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. En kunskapssammanställning, Svenskt Vatten och Utveckling.

Davies, N.M. and Anderson, K.E., 1997, Clinical pharmacokinetics of diclofenac. Therapeutic insights and pitfalls. Clin Pharmacokinet 33(3), 184-213.

Daughton, C.G. and Ternes, T.A. 1999. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? Environ Health Perspect 107 Suppl 6(Suppl 6), 907-938.

E-Hälsomyndigheten, 2024, *Statistikdatabas*. https://statistik.ehalsomyndigheten.se/, besökt i november 2024.

Europeiska kommissionen. (2022). Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (omarbetning*)*. COM(2022) 541 final. Hämtad från: https://eur-lex.europa.eu.

Food and Drug Administration, FDA, 224, https://www.accessdata.fda.gov/drugsatfda_docs/label/2021/019201s048lbl.pdf, hämtad November 2024.

Fick, J., Lindberg, R., Kaj, L., Brorström-Lundén, E., 2011, Results from the Swedish National Screening Programme 2010. IVL Swedish Environmental Research Institute, IVL report B2014.

Gulde, R., Wunderlin, P., Wittmer, I., 2024, Arzneimittel in Gewässern Maßnahmen an weiteren ARA notwendig, Aqua & Gas No 3, 2024.

Lenka, S.P., Kah, M. and Padhye, L.P. 2021. A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. Water Research 199, 117187.

Lindbäck, H., Pirzadeh, P., Svahn, O., Milenkovski, S., 2023, Läkemedel i vattenrecipienter: Del 2. En fortsättningsstudie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten, Länsstyrelsen Skåne.

Läkemedelskommittén, Landstinget i Kalmar Län, 2018, Diklofenak utvärtes: få biverkningar, men belastar miljön. Läkemedelsnytt, 2018: Nr 4, 21 sep.

Läkemedelsverket, 2022, Produktresumé Diklofenak Teva 23,2 mg/g gel. https://docetp.mpa.se/LMF/Diklofenak.pdf, hämtad i november 2024.

Magnér, J., Fång, J., Sandberg, J., Örtlund, L. 2017. Utveckling av analysmetoder inklusive detektionsgränser. Delrapport inom SystemLäk –

Malnes, D., Golovko, O., Köhler, S., Ahrens, L., 2021, Förekomst av organiska miljöföroreningar i svenska ytvatten - Kartläggning av Sveriges tre största sjöar, tillrinnande vattendrag och utlopp. Rapport Mälarens vattenvårdsförbunds rapport 2021:1.

Miller, J. N., och Miller, J. C., 2010. Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry, sixth edition, ISBN: 978-0-273-73042-2, 2010.

Olshammar, M., Ericsson, M., Sidvall, A., Mansanarez, V., 2024, Teknikenkät kommunala avloppsreningsverk 2024, SMED-rapport

Pirzadeh, P., Svahn, O., Milenkovski, S., 2021, Läkemedel i vattenrecipienter. Hur prioriterar vi framtidens rening? En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten, Länsstyrelsen Skåne.

SMED Kartläggning och rapportering av data från avloppsreningsverk (ARV), NV 04273-23.

Systemförslag för rening av läkemedelsrester och andra prioriterade svårnedbrytbara ämnen. IVL Rapport B2286.

Svahn, O., och Björklund, E., 2017, LUSKA—Läkemedelsutsläpp från Skånska Avloppsreningsverk 2017. Rapport Högskolan Kristianstad.

Svahn, O., 2023, Interkalibrering av läkemedelsanalys för utvärdering av avancerad rening. Rapport Högskolan Kristianstad.

Svenskt Vatten., 2020, ReningsVÄRK – Läkemedelsrester i vår gemensamma vattenmiljö.

Wahlberg, C., Björlenius, B., Paxéus, N., 2010, Läkemedelsrester I Stockholms vattenmiljö—Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten. Stockholm Vatten 2010, 140.

Wunderlin, P., Gulde, R., Bosshard, J., 2024, Erkentnisse aus sieben Jahren Uberprüfung des Reinigungseffekts, Aqua & Gas No 1.

8 Bilaga

8.1 Avloppsreningsverk som ingår i sammanställningen

Tabell B1 visar samtliga reningsverk som ingått för datasammanställningen

Tabell B1.Svenska avloppsreningsverk (ARV) som ingått för datasammanställningen i projektet.

	Namn ARV		**Namn ARV**		**Namn ARV**
1	Alvesta	18	Järpen	35	Skebäcksverket
2	Blynäs	19	Klagshamn	36	Skånes Fagerhults RV
3	Borlänge	20	Kågeröds ARV	37	Sobacken
4	CRV	21	Källby ARV	38	Stehag ARV
5	Degeberga	22	Käppalaverket	39	Sundets ARV
6	Duvbacken	23	Lucerna	40	Svalöv ARV
7	Ekebro ARV	24	Lundåkraverket	41	Tivoli ARV
8	Ekeby	25	Margretelund	42	Torekov ARV
9	Ekeby reningsverk	26	Nyvångs ARV	43	Torna Hällestad ARV
10	Ellinge ARV	27	Nässjö	44	Töreboda ARV
11	Enköpings ARV	28	Oderljunga ARV	45	Ullared ARV
12	Essvik	29	Ormanäs	46	Ulricehamn ARV
13	Fillan	30	Perstorp ARV	47	Vikverket
14	Fors ARV	31	Röstånga ARV	48	Västra Stranden ARV
15	Främby ARV	32	S Sandby ARV	49	Öresundsverkets ARV
16	Getteröverket	33	Sjöstadsverket	50	Örkelljunga ARV
17	Himmerfjärdsverket	34	Skansverket	51	Överstatorp

8.2 Beskrivning av ingående läkemedel

Tabell B2. Läkemedel som ingått i datasammanställningen, dess användningsområde och CAS-nummer.

Ämne	Beskrivning	CAS-nummer
Atenolol	Betablockerare	29122-68-7
Ciprofloxacin	Antibiotikum	85721-33-1
Citalopram	Antidepressiv	59729-33-8
Klaritromycin	Antibiotikum	81103-11-9
Diklofenak	Antiinflammatorisk	15307-86-5
Erytromycin	Antibiotikum	114-07-8
Flukonazol	Svampmedel	86386-73-4
Furosemid	Vätskedrivande medel	54-31-9
Ibuprofen	Antiinflammatorisk	15687-27-1
Karbamazepin	Antiepileptikum	298-46-4
Ketokonazol	Svampmedel	65277-42-1
Losartan	Receptorblockerare	114798-26-4
Metotrexat	Immunosuppressiv	1959-05-02
Metoprolol	Betablockerare	37350-58-6
Naproxen	Antiinflammatorisk	22204-53-1
Oxazepam	Ångestdämpande	604-75-1
Paracetamol	Smärtstillande	103-90-2
Propranolol	Betablockerare	525-66-6
Sertralin	Antidepressiv	79617-96-2
Sulfametoxazol	Antibiotikum	723-46-6
Tramadol	Smärtstillande	27203-92-5
Trimetoprim	Antibiotikum	738-70-5
Venlafaxin	Antidepressiv	93413-69-5
Zolpidem	Sömnmedel	82626-48-0
Östron (E1)	Hormon	53-16-7
Östradiol (E2)	Hormon	50-28-2
Etinylöstradiol (EE2)	Hormon	57-63-6
BPA - bisfenol A	Hormonstörande ämne	1980-05-07
PFOA	Persistent organisk förorening	335-67-1
PFOS	Persistent organisk förorening	1763-23-1
YES	Östrogentest	

8.3 Statistik över analysdata

Tabell B3. Övergripande statistik för sammanställda analysresultat.

	Analysdata								
	inkl. LOD[a] & LOQ[b], halter angivna i ng/l					**exkl. LOD[a]**		**exkl. LOD[a] & LOQ[b]**	
Substans	**Antal prover**	**Medel-värde, ng/l**	**Min, ng/l**	**Max, ng/l**	**Varians**	**Antal prover**	**Medel-värde, ng/l**	**Antal prover, ng/l**	**Medel-värde, ng/l**
Atenolol	820	402	0,03	3 400	470	693	474	650	504
Ciprofloxacin	738	166	0,74	6 424	435	391	303	324	362
Citalopram	820	155	0,25	1 100	161	689	183	614	205
Diklofenak	820	546	0,07	4 100	493	737	607	692	644
Erytromycin	741	27	0,25	682	63	390	48	305	59
Flukonazol	733	67	0,15	420	73	590	81	535	89
Furosemid	819	1 353	1,44	23 038	2 129	668	1 654	599	1 841
Ibuprofen	815	5 311	3,20	169 697	13 826	530	8 156	479	9 020
Karbamazepin	819	281	0,13	4 370	378	680	333	647	348
Ketokonazol	510	151	0,20	3 600	351	326	233	261	288
Klaritromycin	816	43	0,13	500	62	626	54	482	69
Losartan	733	1 286	0,03	46 000	2 521	670	1 405	637	1 476
Metotrexat	700	9	0,60	330	23	140	23	96	30
Metoprolol	820	903	0,03	7 024	886	755	981	730	1 014
Naproxen	819	2 280	0,80	59 000	5 010	678	2 752	637	2 929
Oxazepam	820	367	0,07	9 400	788	690	427	638	461
Paracetamol	808	9 898	0,25	150 996	20 885	551	14 511	450	17 763
Propranolol	820	57	0,03	430	61	645	71	608	75
Sertralin	815	91	0,03	1 400	143	602	122	562	130
Sulfametoxazol	812	198	0,03	6 400	411	661	240	615	257
Tramadol	693	400	0,02	4 013	434	600	458	564	486
Trimetoprim	815	75	0,10	1 300	107	629	97	556	109
Venlafaxin	732	379	0,25	2 300	385	652	425	591	467
Zolpidem	706	3	0,08	440	17	345	5	260	6
Östron (E1)	547	22	0,03	200	33	468	26	402	30
Östradiol (E2)	544	5	0,03	255	21	120	21	70	34
Etinylöstradiol (EE2)	544	1	0,03	45	2	43	3	9	9
BPA - bisfenol A	476	181	1,00	5 500	396	412	209	352	243
PFOA	600	8	0,05	185	20	556	9	462	10
PFOS	596	8	0,04	141	17	563	9	481	10
YES	240	17	0,10	830	59	166	25	166	25

[a]LOD, limit of detection – detektionsgräns, [b]LOQ, limit of quantification – kvantifieringsgräns.