
Mikrobiologiska och kemiska risker vid dricksvatten- produktion

Elin Lavonen
Karsten Pedersen

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Mikrobiologiska och kemiska risker vid dricksvattenproduktion
TITLE OF THE REPORT	Microbiological and chemical risks during drinking water production
FÖRFATTARE	Elin Lavonen, BioCell Analytica, Karsten Pedersen, Micans
RAPPORTNUMMER	2024-20
ANTAL SIDOR	76
SAMMANDRAG	Projektet har behandlat två komplexa utmaningar vid dricksvattenproduktion, dels hur ska vi säkerställa att inga patogena mikroorganismer kan tillväxa vid distribution av dricksvatten, dels hur vi ska kunna upptäcka nya eller okända hälsofarliga organiska mikroföroreningar och blandningseffekter. Rapporten ger vägledning om hur vattenverkens egna mätvärden kan tolkas och utvärderas.
SUMMARY	This project has addressed two complex challenges in drinking water production, firstly how we can detect new or unknown hazardous organic micropollutants and mixture effects, and secondly how we can ensure that no pathogenic microorganisms can grow in the distribution network. The report provides guidance on how the water utilities' own measurement values can be interpreted and evaluated.
SÖKORD	Dricksvatten, vattenkvalitet, hälsosamt och rent, mikrobiologiska risker, biostabilitet, kemiska risker, organiska mikroföroreningar, effektbaserad analys
KEYWORDS	Drinking water, water quality, wholesome and clean, microbiological risks, biostability, chemical risks, organic micropollutants, effect-based analysis
MÅLGRUPPER	Kommunala VA-organisationer, vattenvårdsförbund, länsstyrelser, myndigheter, konsulter, forskare
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2024
UTGIVARE	©Svenskt Vatten AB
REFERENS	Lavonen E. och Pedersen K. (2024). <i>Mikrobiologiska och kemiska risker vid dricksvattenproduktion</i> . SVU-rapport 2024-20. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	22-104
PROJEKTETS NAMN	MiKe – Mikrobiologiska och Kemiska risker vid dricksvattenproduktion
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, deltagande VA-organisationer, BioCell Analytica, Micans

Förord

Mikrobiologiska risker, främst med avseende på potentiellt patogena mikroorganismer, samt kemiska risker med avseende på förekomst av potentiellt farliga organiska mikroföroreningar är två komplexa utmaningar inom dricksvattenindustrin där det saknas tydliga riktlinjer för hur dessa ska hanteras. I denna rapport redovisas resultat från projektet MiKe (Mikrobiologiska och Kemiska risker vid dricksvattenproduktion) som utgjorts av två arbetspaket. I arbetspaket 1 (AP1) har mikrobiologiska risker bedömts på fyra vattenverk genom att mäta förekomsten av assimilerbart organiskt kol (AOC), halten adenosintrifosfat (ATP) och viruslika partiklar (VLP). Dessutom har bildningspotentialen för biofilm i reaktorer placerade i olika punkter på ett ledningsnät studerats. I arbetspaket 2 (AP2) har förekomsten av bioaktiva mikroföroreningar kartlagts i rå- och dricksvatten på 16 vattenverk eller råvatten som undersöks för framtida dricksvattenproduktion. Studien har utförts med olika effektbaserade metoder som mäter specifika toxiska effekter från t.ex. hormonstörande eller genotoxiska ämnen.

Idén till projektet formulerades av Elin Lavonen och Karsten Pedersen på analysföretagen BioCell Analytica och Microbial Analytics Sweden AB (Micans) och presenterades dels för kommunala VA-medlemmar i forskningsprogrammet DRICKS där båda laboratorierna är företagsmedlemmar, dels för konsultbolagen Ramböll, Norconsult och Sweco som erbjöds att delta tillsammans med dricksvattenproducenter som de samarbetade med. Intressenter bjöds in till en workshop för att utveckla projektidén vidare och säkerställa att dricksvattenproducenternas behov skulle vara i fokus varefter en mer detaljerad projektplan togs fram. Det finansiella stödet från Svenskt Vatten Utveckling möjliggjorde en omfattande studie och att både stora och små dricksvattenproducenter kunde delta.

Ett stort tack riktas till de deltagande dricksvattenproducenterna som tillsammans med BioCell Analytica och Micans har medfinansierat projektet, utfört provtagning samt bidragit med viktig kunskap och intressanta frågor vid uppföljningsmöten under projektets gång och vid författandet av denna rapport. Deltagande dricksvattenproducenter har givits möjlighet att granska och kommentera rapporten.

Vår förhoppning som författare är att denna rapport ska bidra med ny kunskap till hela den svenska dricksvattenbranschen inom två komplexa utmaningar vid dricksvattenproduktion för att komma närmare svar på dels hur vi ska säkerställa att inga patogena mikroorganismer kan tillväxa vid distribution av dricksvatten, dels hur vi ska kunna upptäcka nya eller okända toxiska organiska mikroföroreningar och blandningseffekter.

Elin Lavonen och Karsten Pedersen

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	4
Summary	5
Ordlista	6
1 Introduktion	7
1.1 Övergripande syfte, mål och metod	8
1.2 Projektstruktur och organisation	8
1.3 Beskrivning av arbetspaket	9
2 Metoder, frågeställningar, deltagare och provtagningar	14
2.1 AP1 – Mikrobiologiska risker	14
2.2 AP2 – Kemiska risker	18
3 Resultat och diskussion	31
3.1 AP1 – Mikrobiologiska risker	31
3.2 AP2 – Kemiska risker	46
4 Slutsatser och framåtblick	65
4.1 AP1 – Mikrobiologiska risker	65
4.2 AP2 – Kemiska risker	65
Referenser	68
Bilaga A Övriga resultat från effektbaserad analys	72

Sammanfattning

Projektet har behandlat två komplexa utmaningar vid dricksvattenproduktion, dels hur ska vi säkerställa att inga patogena mikroorganismer kan tillväxa vid distribution av dricksvatten, dels hur vi ska kunna upptäcka nya eller okända hälsofarliga organiska mikroföroreningar och blandningseffekter. Rapporten ger vägledning om hur vattenverkens egna mätvärden kan tolkas och utvärderas.

Många vattenproducenter upplever osäkerhet kring hur biostabilitet och kemiska hälsorisker ska mätas för att säkerställa att dricksvatten är "hälsosamt och rent". Projektets resultat kan bli användbara för många vattenverk, särskilt med tanke på den stora geografiska spridningen på de cirka 15 vattenproducenter som har deltagit i den ettåriga studien.

Mikrobiella biofilmer i ledningsnät är grogrund för mikroorganismer som kan bli patogena. Av dessa utgör *Legionella pneumophila* enligt WHO den dödligaste vattenburna sjukdom vi har i EU. Biofilmernas mikrober kräver assimilerbart organiskt kol (AOC) för att kunna tillväxa. Det måste därför finnas en koppling mellan tillgång på AOC, biofilmstillväxt och förekomst av potentiella patogener. Projektet har undersökt hur mycket AOC som vattenverk släpper ut på nätet, vad som påverkar halten och sambanden mellan AOC och biofilmstillväxt.

Projektet har också analyserat antal viruslika partiklar (VLP), halten adenosintrifosfat (ATP) samt biofilmstillväxt i så kallade biofilmsreaktorer i utgående vatten från vattenverk och i ledningsnät. Vattenverken släppte i medeltal ut AOC-halter mellan 25 och 35 µg C/liter. I vattenverk med desinfektion (UV, klor, klordioxid) ökade halten AOC under desinfektionssteget. Desinfektion kan därför bidra till ökad biofilmstillväxt.

Sambandet mellan biofilmstillväxt på AOC och förekomsten av potentiella patogener i biofilmer är okänt. *Legionella* förekommer mycket allmänt i fastigheters ledningsnät, och deras förekomst innebär en stor utmaning för många fastighetsägare och verksamhetsutövare. Ytterligare forskning utökad till förekomst av *Legionella* kan visa på behov av att minska utsläpp av AOC från vattenverk.

I den andra delen av projektet har förekomsten av bioaktiva organiska mikroföroreningar (OMPs) undersökts med olika effektbaserade metoder med odlade däggdjursceller. Naturliga vatten kan innehålla tiotusentals olika förorenande ämnen medan dagens kontrollsystem innefattar gränsvärden för endast ett fåtal organiska mikroföroreningar. Effektbaserad analys är ett lovande verktyg för att kunna upptäcka förekomsten av okända hälsofarliga ämnen och blandningar genom att mäta toxiska totaleffekter från till exempel hormonstörande eller genotoxiska (DNA-skadande) ämnen, och kan därmed utgöra ett tidigt varningssystem.

Projektets mätningar visar att effektbaserad analys är ett viktigt komplement till kemisk analys. Effektbaserade metoder passar väl in i den riskbaserade strategin i det nya dricksvattendirektivet. Författarna rekommenderar att metoderna används kontinuerligt för kontroll av råvatten och dricksvatten. De kan användas för att utvärdera specifika reningsprocesser som riktar in sig på borttagning av OMPs, till exempel aktivt kol, ozonering och filtrering med nanomembranfilter eller omvänd osmos, samt för att kontrollera bildning av desinfektionsbiprodukter.

Projektet innefattar en av de största studierna med effektbaserad analys som gjorts globalt och förhoppningen är att de resultat som tagits fram ska komma till nytta inte bara för de deltagande dricksvattenproducenterna utan även bidra med kunskap till övriga aktörer i VA-Sverige.

Summary

The project has addressed two complex challenges in drinking water production, firstly how we can ensure that no pathogenic microorganisms can grow during the distribution of drinking water, and secondly how can we detect new or unknown hazardous organic micropollutants and mixture effects. The report provides guidance on how the water utilities' own measurement values can be interpreted and evaluated.

Many drinking water producers experience uncertainty about how biostability and chemical health risks should be measured to ensure that drinking water is "wholesome and clean". The project's results could be useful for many water utilities, especially given the wide geographical spread of the approximately 15 drinking water producers that have participated in the one-year study.

Microbial biofilms in pipelines are a breeding ground for microorganisms that can become pathogenic. Of these, *Legionella pneumophila* is, according to the WHO, the deadliest waterborne disease we have in the EU. Microbes in the biofilms require assimilable organic carbon (AOC) to grow. There must therefore be a link between availability of AOC, biofilm growth and presence of potential pathogens. The project has investigated how much AOC that water treatment plants release into their distribution networks, what affects the amount of AOC and the connections between AOC and biofilm growth.

The project has also analyzed the number of virus-like particles (VLP), the content of adenosine triphosphate (ATP) and biofilm growth in so-called biofilm reactors in outgoing drinking water from water treatment plants and in distribution networks. On average, the waterworks released AOC levels between 25 and 35 µg C/liter. In water treatment plants using disinfection with UV, chlorine or chlorine dioxide, the AOC content increased during the disinfection step. Disinfection can therefore contribute to increased biofilm growth.

The relationship between biofilm growth on AOC and the presence of potential pathogens in biofilms is unknown. *Legionella* is very common in property piping systems, and their presence represents a major challenge for many property owners and business practitioners. Further research including analysis of *Legionella* may show the need to reduce AOC in drinking water prior to distribution.

In the second part of the project, the presence of bioactive organic micropollutants has been investigated using different effect-based methods with cultured mammalian cells. Natural waters can contain tens of thousands of different pollutants, while today's control system for drinking water only includes limit values for a few organic micropollutants (OMPs). Effect-based analysis is a promising tool for detecting the presence of unknown health-hazardous substances and mixtures by measuring total toxic effects from, for example, endocrine-disrupting or genotoxic (DNA-damaging) substances, and can thus constitute an early warning system.

The project's results show that effect-based analysis is an important complement to chemical analysis. Effect-based methods fit well into the risk-based strategy in the new drinking water directive. The authors recommend that effect-based monitoring should be conducted continuously for the control of raw water and drinking water quality. The methods can also be used to evaluate specific treatment processes aiming at removing OMPs such as activated carbon, ozonation and filtration with nanofiltration or reverse osmosis, as well as to control the formation of disinfection by-products.

The project includes one of the largest studies globally with effect-based analysis and may be useful not only for the participating drinking water producers, but also contribute knowledge to other practitioners in the Swedish water industry.

Ordlista

AhR	Arylhydrokarbonreceptor
AOC	Assimilerbart organiskt kol
ATP	Adenosintrifosfat
AR	Androgenreceptor
BAC	Biologiskt aktivt kol
BEQ	Bioekvivalent koncentration
Biofilm	Påväxt av mikroorganismer på en yta
Biostabilt	
dricksvatten	Ska ha balans mellan tillväxt och avdödning av mikroorganismer i biofilmer
cfu	Colony forming units/kolonibildande enheter
DHT	Dihydrotestosteron
EBT	Effect-based trigger value/Effektbaserat riktvärde
Effektbaserad	
analys	Mätning av biologiska totaleffekter från blandningar av organiska mikroföroreningar i vatten
ER	Östrogenreceptor
E2	17 β -östradiol
GAC	Granulerat aktivt kol
Genotoxisk	
aktivitet	Förekomst av DNA-skadande ämnen
LOD	Limit of detection/detektningsgräns
MIE	Molecular initiating event
OHF	Hydroxyflutamid
OMPs	Organiska mikroföroreningar
Opportunist	Potentiellt patogena mikroorganismer
TCDD	2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin
TNC	Total number of cells/totalantal celler
UF	Ultramembranfiltrering
VLP	Viruslika partiklar

1 Introduktion

Mikrobiologiska och kemiska risker är två begrepp som har diskuterats mycket inom dricksvattenindustrin. Då det saknas vedertagna definitioner för att kvantifiera mikrobiologiska och kemiska hälsorisker upplever många dricksvattenproducenter osäkerhet kring hur dessa ska mätas för att säkerställa en dricksvattenkvalitet med låg tillväxtpotential för potentiellt patogena mikroorganismer, så kallade opportunister, och god kemisk kvalitet med avseende på förekomst av hälsofarliga ämnen. I de nuvarande dricksvattenföreskrifterna (LIVSFS 2022:12) finns ingen vägledning gällande hur ett dricksvatten utan opportunister, inklusive *Legionella*, kan uppnås, och endast ett begränsat antal kemiska ämnen har angivna gränsvärden. Det ligger därutöver ett stort ansvar på dricksvattenproducenter att säkerställa att det dricksvatten som distribueras är "hälsosamt och rent" vilket definieras som att dricksvattnet, utöver att uppfylla angivna gränsvärden, inte får innehålla mikroorganismer eller ämnen i sådant antal eller sådana halter att de kan utgöra en risk för människors hälsa (Figur 1.1) (§6 LIVSFS 2022:12).

- Hur ska man som dricksvattenproducent uppfylla kraven på ett hälsosamt och rent dricksvatten?
- Vad ska man mäta för att säkerställa att inga patogena mikroorganismer kan tillväxa eller för att undersöka om det finns några hälsofarliga kemiska ämnen eller blandningar i rå- eller dricksvatten?

6 § Dricksvatten ska vara hälsosamt och rent. Dricksvatten anses vara hälsosamt och rent om det

1. inte innehåller mikroorganismer, parasiter och ämnen i sådant antal eller sådana halter att det utgör en potentiell risk för människors hälsa, och
2. uppfyller de gränsvärden som anges i bilaga 1.

Figur 1.1

Paragraf 6 från Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter (LIVSFS 2022:12).

Det nya dricksvattendirektivet (EU 2020/2184) har ett tydligt fokus på kemiska hälsorisker med nya gränsvärden för kemiska föroreningar, krav på godkännande av material som kommer i kontakt med dricksvatten, en bevakningslista med hälsofarliga kemiska ämnen och en riskbaserad strategi för vattensäkerhet som omfattar hela kedjan från tillrinningsområdet till konsument. Dricksvattendirektivet ställer också betydande krav på frånvaro av bakterien *Legionella* i dricksvatten och att fastighetsägare och verksamhetsutövare regelbundet kontrollerar och riskbedömer sina anläggningar med avseende på potentiell risk för legionärssjuka hos brukare.

Effektbaserad analys har utvecklats som ett komplement till kemisk analys för att mäta biologiska totaleffekter av hela den komplexa blandningen av organiska mikro-föroreningar i vatten. Analyserna mäter olika specifika effekter på cellnivå som har betydelse för människors hälsa, t.ex. hormonstörande effekter eller genotoxicitet. En stor begränsning med riktad kemisk analys, som är den metod som i dag används på svenska vattenverk, är att man endast kan analysera på förhand bestämda ämnen och att koncentrationer av ämnen inte ger någon information om potentiella skadliga effekter. Detta innebär en stor osäkerhet i bedömningen, eftersom det har visat sig att upp till 99 % av de skadliga effekterna i vattenprover kommer från okända ämnen eller blandningseffekter (Escher et al. 2020).

Den omfattande riskbaserade strategin och kraven på material i kontakt med dricksvatten innebär även ett ökat behov av att känna till potentialen i producerat dricksvatten för återväxt av mikroorganismer i ledningsnätens biofilmer hela vägen till konsument. Analyser av assimilerbart organiskt material (AOC), biofilmstillväxt samt förekomst av virus (viruslika partiklar (VLP) och biomassa (ATP-analys) är kraftfulla analysredskap för bedömning av biostabilitet i vattenverk och ledningsnät.

1.1 Övergripande syfte, mål och metod

MiKe-projektet var uppdelat i två arbetspaket där mikrobiologiska risker och biostabilitet undersöktes i arbetspaket 1 (AP1) och kemiska hälsorisker i arbetspaket 2 (AP2). Dessa två arbetspaket beskrivs mer i detalj nedan.

Projektets övergripande mål, syfte och metod var:

- *Syfte:* Att kartlägga mikrobiologiska och kemiska risker i råvatten och dricksvatten.
- *Metod:* Ett års samordnad provtagning och analys av assimilerbart organiskt kol (AOC), biomassa samt viruslika partiklar och användning av biofilmsreaktorer inom AP1, samt mätningar av biologiska toxiska effekter från hälsofarliga kemiska ämnen med effektbaserade metoder inom AP2. Jämförelse med befintliga förslag på riktvärden, historiska data, samt benchmarking inom projektet.
- *Mål:* Att öka kunskapen och förståelsen för biostabilitet och mikrobiell tillväxt, samt toxiska effekter från hälsofarliga kemiska ämnen för att kunna:
 1. optimera nuvarande reningsprocesser
 2. dimensionera nya vattenverk
 3. uppnå kravet på att producera ett dricksvatten som är "hälsosamt och rent" enligt §6 i dricksvattenföreskrifterna.

1.2 Projektstruktur och organisation

Projektorganisationen bestod av en arbetsgrupp och en referensgrupp.

1.2.1 Arbetsgrupp

Projektledare:

- AP1: Karsten Pedersen, Micans
- AP2: Elin Lavonen, BioCell Analytica

Deltagande vattenproducenter (Figur 1.2) och konsultbolag:

- Henrik Rydberg, Göteborg Kretslopp och Vatten
- Helene Ejhed, Norrvatten
- Caroline Schleich, Vatten & Miljö i Väst AB (VIVAB)
- Kristina Holmstedt, Nyköping-Oxelösunds Vattenverksförbund (NOVF)
- Anders Tell, Vätternvatten
- Johanna Hilding, Trollhättan Energi
- Karin Euren, Uppsala Vatten och Avfall AB
- Roland Johansson, Piteå Renhållning & Vatten AB (Pireva)
- Emil Martinsson, Åmåls kommun
- Maria Östling och Anders Selmer (Akvaprojekt) för Gävle Vatten AB
- Martin Jönsson, Lerums kommun
- Peter Asteberg och Anna Hjalmer, Norconsult för Gnesta kommun
- Susanne Forsberg och Per Paulsson, Ramböll
- Ann Elfström Broo och Mats Strand, Norconsult
- Kristin Barkman, Sweco



Figur 1.2

Deltagande VA-organisationers vattenverk eller råvattentäkters geografiska placering.

1.2.2 Referensgrupp

- Ordförande: Kenneth Persson, Sydvatten/Lunds universitet/Sweden Water Research
- Kristina Dahlberg, RISE
- Helena Almqvist, Sweco
- Agneta Oskarsson, BioCell Analytica/Sveriges lantbruksuniversitet
- Melle Säre-Söderbergh, Livsmedelsverket

1.3 Beskrivning av arbetspaket

1.3.1 AP1 – Mikrobiologiska risker

Specifikt syfte och mål för AP1

Syfte: Att undersöka vilka halter av assimilerbart organiskt kol (AOC) olika vattenverk släpper ut på ledningsnäten i förhållande till behandlingsmetoder och dess inverkan på mikrobiologin i ledningsnät.

Mål:

- 1) Att etablera samband mellan AOC-halt och biofilmstillväxt och förekomst av viruslika partiklar (VLP), biomassa (ATP) samt odlingsbara och långsamväxande bakterier.
- 2) Om möjligt etablera kvalitetskriterier baserat på, i litteraturen, befintliga föreslagna riktvärden för dessa parametrar och benchmarking inom projektet.

Bakgrund

Livsmedelsverkets senaste föreskrifter om dricksvatten, LIVSFS 2022:12, anger gränsvärden för *Escherichia coli*, koliforma bakterier och intestinala enterokocker vilka indikerar omedelbar risk för människors hälsa. Dessa bakterier är kontaminanter som förekommer på grund av tekniska fel, t.ex. genombrott av råvatten i vattenverk eller inläckage av avloppsvatten.

När det gäller odlingsbara och långsamväxande bakterier anges inte längre några gränsvärden, i stället är kravet ”ingen onormal förändring” vilket kan anses vara aningen otydligt. Dessa bakterier är huvudsakligen kolonisatörer som indikerar tillväxt (återväxt) i ledningsnät, reservoarer m.m. Antalet odlingsbara och långsamväxande bakterier kan tas som ett mått på dricksvattnets biostabilitet eftersom ett biostabilt dricksvatten ska ha låg tillväxtpotential. Men om vattnet innehåller desinfektionsmedel dämpas antalet och blir då inte representativt för biostabilitet.

Vidare återfinns en stor del av alla mikroorganismer i biofilmer på ledningsnätets väggar och dessa undgår analyser av odlingsbara och långsamväxande bakterier. Den absoluta majoriteten av dessa bakterier utgör ingen risk för att bli sjuk vid konsumtion av vattnet. Dock kan emellanåt opportunistiska patogener kolonisera biofilmer och spridas med dricksvatten, bland andra *Pseudomonas aeruginosa*, *Mycobacterium avium*, *Mycobacterium abscessus*, *Stenotrophomonas maltophilia*, *Acinetobacter baumannii*, *Acanthamoeba* spp samt *Legionella pneumophila* (Falkinham et al. 2015; Falkinham 2020). Legionärssjukan är, enligt WHO, den dödligaste vattenburna sjukdom vi har inom EU i dag.

Dessa mikroorganismer, tillsammans med övriga mikroorganismer i ledningsnät, kan tillväxa i biofilmer i ledningssystem för dricksvatten till skillnad från ”kontaminanter” såsom *E. coli* och humanvirus som inte kan föröka sig i dricksvattensystem. Kolonisatörer är dessutom ofta tåliga mot kemiska desinfektionsmedel; de kan selekteras fram av desinfektionsmedel. Till exempel är *Mycobacterium avium* 1000 gånger tåligare än *E. coli* mot klor.

Biostabilitet, biofilmer och assimilerbart organiskt kol (AOC)

Tillväxt av koloniserande mikroorganismer i ledningsnät för dricksvatten sker främst i biofilmer (Figur 1.3). Biostabilitet kan antas ha infallit när tillväxen i en biofilm nått biologiskt steady state, d.v.s. den varken ökar eller minskar i mängd biomassa. I Figur 1.3 antyder tillväxtkurvan att biostabilitet i just det vattensystemet kan infalla vid ungefär 10 miljoner bakterier per cm² rörledningsyta. Dessa biofilmer är beroende av tillförsel av organiskt material i sådan form att det kan assimileras av förekommande mikrober. Mängd assimilerbart organiskt material, mätt som organiskt kol, kan bestämmas med en väl etablerad metod kallad assimilerbart organiskt kol (AOC) (Kooij 1992). Historiska mätdata visar att endast en liten del av total mängd organiskt kol i dricksvatten är assimilerbart av bakterier, oftast i halter motsvarande 5 och 100 µg acetat-C per liter vatten.

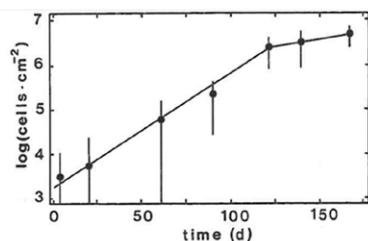
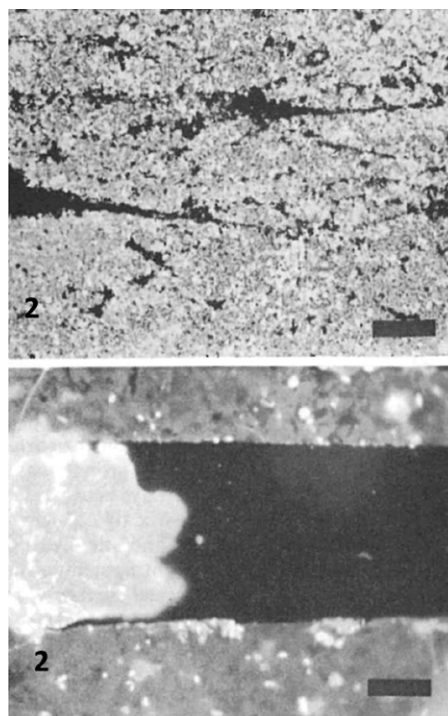


Fig. 1. The mean growth of the biofilm on all test surfaces. The growth was exponential with a doubling time of 11 days between 0–122 days which decreased to 47 days between 123–167 days when protozoa started to graze the bacteria in the biofilm. Bars indicate the SD, $N = 120$.

Fig. 2. (a) The biofilm on a glass surface after 140 days stained with crystal violet as described by Pedersen (1982a). The biofilm micro-organisms grew in micro-colonies along the direction of the flow (horizontal). It was photographed in a light microscope. Bar = 50 μm . (b) Epi-fluorescent microscopy of an acridine orange stained 140 day old biofilm on electro-polished steel. The light spots are micro-organisms. A < 1 μm thick layer of an amorphous material covered all the test surfaces. This layer could be pulled away with the tip of a pair of forceps leaving a track of the naked steel surface that did not take up any acridine orange stain. The black area on the picture is the naked steel surface. The biofilm is 140 days. Bar = 8 μm .



Figur 1.3

Utdrag från en artikel om biofilmstillväxt i kranvatten på Botaniska institutionen, Göteborgs universitet, som visar biofilmstillväxt (Pedersen 1990).

Även om dricksvatten desinficeras för att skapa en mikrobiologisk barriär innan det släpps ut på nätet är kolonisatorerna ofta motståndskraftiga och några kan överleva tills de koloniserar en biofilm där de kan föröka sig. Biofilmerna utgör ett skydd för kolonisatorerna mot desinfektion. I laminära flöden är det dessutom svårt för desinfektionsmedel att nå ner i biofilmer eftersom omsättningen av desinficerat vatten i gränsområdet nära en yta i sådana flöden är nära noll. Biofilmer med aktiva och levande mikrober på ytor i ledningssystem förekommer därför trots desinfektion (Chan et al. 2019). Ett dricksvatten med betydande mängder AOC kan således gynna tillväxt av biofilmer på ytor där desinfektionsmedel har svårt att nå fram.

Förekomst av onormalt höga antal odlingsbara (tidigare >100 cfu/ml, 22 °C) och långsamväxande (tidigare >5 000 cfu/ml) bakterier kan tyda på ett icke biostabilt vatten med god tillförsel av AOC. Vidare kan förekomst av onormalt höga halter bakterier innebära ökad risk för vattenburen smitta, dvs. främst potentiellt patogena mikroorganismer, så kallade opportunister. Kunskap om samband mellan förekomst av odlingsbara och långsamväxande bakterier, opportunistiska sjukdomsframkallare och biostabilitet samt mängd AOC ut från vattenverk är ofullständig. Det är väl känt att ozonering, och även UV-behandling samt andra oxiderande metoder, bl.a. med klor och klordioxid, kan öka halten AOC i utgående dricksvatten (Huang et al. 2020; Liu et al. 2015). När vattenverk använder ozon och/eller UV som ett led i desinfektion, luktreduktion m.m. av dricksvatten kan det skapa förhöjda halter av AOC i utgående vatten. En viktig del i AP1 var därför att undersöka vilka halter av AOC vattenverk släpper ut på ledningsnäten i förhållande till behandlingsmetoder och hur det påverkar vattnets biostabilitet och biofilmstillväxt.

Micans metod för AOC beskrivs i detalj under avsnittet metoder. Analysen följer Folkhälsomyndighetens metod "AOC-Bioassay". Micans AOC-data blir därför jämförbara med tidigare analyser utförda av Folkhälsomyndigheten. När resultat av AOC-analyser ska utvärderas är det viktigt att man dokumenterar vilken metod som används eftersom den varierar mellan laboratorier. Det finska laboratoriet THL analyserar till exempel efter en annan metod där laboratoriet tillsätter kväve och fosfor till proverna vilket kan ge betydligt högre AOC-värden än med Folkhälsomyndighetens metod när dessa näringsämnen är begränsande för tillväxt. Tillsats av näringsämnen simulerar dock inte verkligheten eftersom producerat, utgående dricksvatten inte tillförs N och

P; THL-analysen speglar därmed inte vad som kan assimileras i ledningsnätet. Vidare analyserar THL proverna efter 7, 8 och 9 dagar till skillnad från Folkhälsomyndighetens metod där analysen görs efter 0, 3, 7 och 14 dagar. Micans observerar ofta "peak" i tillväxt efter 7 eller 14 dagar. Resultat från THL är med andra ord inte direkt jämförbara med Folkhälsomyndighetens metod.

1.3.2 AP2 – Kemiska risker

Specifikt syfte och mål för AP2

Syfte: Att utveckla och komplettera dagens metodik med riktad kemisk analys av organiska mikroföroreningar (OMPs) genom att använda effektbaserade metoder som mäter specifika effekter av alla organiska ämnen i ett prov och möjliggör att upptäcka förekomst av okända ämnen och blandningar.

Mål: Att kartlägga toxiska effekter i svenska råvatten och dricksvatten samt den övergripande reningseffektiviteten och att jämföra resultaten med föreslagna riktvärden (så kallade "effect-based trigger values", EBT), med historiska data och genom benchmarking inom projektet.

Bakgrund

Det finns tiotusentals kemiska ämnen som kan förorena vatten men i Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter (LIVSFS 2022:12) är endast ett fåtal ämnen reglerade. Hälsosofarliga ämnen kan vara syntetiska eller naturligt förekommande ämnen och det kan även bildas omvandlingsprodukter eller desinfektionsbiprodukter vid rening eller desinfektion med till exempel ozon och klorkemikalier. Dricksvattenföreskrifterna anger vidare i §6 att det dricksvatten som produceras ska vara "hälsosamt och rent" och att det kan anses vara hälsosamt och rent om man håller sig under de ca 30-talet gränsvärden som finns för kemiska ämnen samt ser till att vattnet inte innehåller några andra ämnen i en sådan halt att de kan "utgöra en potentiell risk för människors hälsa". Samtidigt är kunskapen om förekomst och skadliga effekter av de flesta organiska föroreningarna mycket begränsad och för blandningseffekter nästan obefintlig.

- Hur ska man som dricksvattenproducent uppfylla kraven på ett hälsosamt och rent dricksvatten?
- Vad ska man mäta för att kunna fänga blandningar av olika kemiska föroreningar med enskilt låga koncentrationer?
- Förekommer det ämnen i råvatten och dricksvatten som vi i dag inte mäter eller ens känner till?

Effektbaserad analys har utvecklats som ett komplement till kemisk analys. Dessa metoder kallas även bioanalytiska eller cellbaserade (*in vitro*) metoder och möjliggör mätning av biologiska totaleffekter på cellnivå som är relevanta ur hälsosynpunkt. Mätningar med odlade celler utgör ett tidigt varningssystem då effekter på cellnivå är en förutsättning för att få effekter på hela organismer och populationer. Effekter på cellnivå är dessutom konserverade (lika) mellan de flesta komplexa arter och därför representativa både för effekter i miljön och på människor. Metoderna mäter den totala effekten av alla ämnen som extraheras ur ett vattenprov och inkluderar därför både kända och okända ämnen, metaboliter, omvandlingsprodukter och blandningar. Detta är särskilt viktigt då internationell forskning har visat att upp till 99 % av vissa effekter inte går att förklara med kemisk analys även om flera hundra olika ämnen mäts, och således orsakas av okända ämnen eller blandningseffekter (Escher et al. 2020). Detta indikerar att dagens metodik med riktad kemisk analys av ett fåtal kända ämnen inte är tillräcklig för att kunna säkerställa att ett dricksvatten verkligen är hälsosamt och rent.

En stor fördel med effektbaserad analys är att man mäter toxiciteten hos blandningar av både kända och okända ämnen, medan kemisk analys endast kan kvantifiera koncentrationer av kända ämnen, oavsett toxicitet. Analyssvaret tar hänsyn både till

koncentrationer av ämnen och deras toxiska potens och till interaktioner mellan ämnen i en blandning.

Effektiviteten av olika reningssteg i vattenverk kan utvärderas, liksom olika tekniska barriärer i pilotanläggningar. Metoderna är också lämpliga som komplement till kemiska analyser att ingå i den riskbaserade strategin för vattensäkerhet, som införs i EU:s nya dricksvattendirektiv. I t.ex. Nederländerna är metoderna etablerade inom dricksvattensektorn och används regelbundet på ytvattenverk (Dingemans et al. 2018).

De metoder som används i detta projekt har utvecklats inom forskning på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) av grundarna till BioCell Analytica. Analyserna har kunnat visa på bl.a. genotoxisk aktivitet (d.v.s. förekomst av DNA-skadande ämnen) i dricksvatten från ett av Sveriges största vattenverk (Yu et al. 2021) och förorening av dricksvatten vid konstgjord infiltration som resulterade i ökning av oxidativ stress och blockering av androgenreceptorn på cellnivå (Oskarsson et al. 2021). I båda dessa fall visade kemisk analys att vattnet enligt dricksvattenföreskrifterna var tjänligt. I det andra fallet var avskiljningen av organiska miljöföroreningar (analys av 163 olika ämnen) i det aktuella infiltrationsverket dessutom högst av 7 undersökta vattenverk (Tröger et al. 2020).

Resultaten från dessa och andra internationella studier visar på ett stort värde i att komplettera traditionell kemisk analys med effektbaserade mätningar vilket även har lyfts av bland annat Ferraro och Prasse (2021) som argumenterar för att framtidens kontrollsystem för kemiska hälsorisker i vatten måste bygga på en kombination av effektbaserade metoder och avancerad kemisk analys, där effektbaserad utvärdering skulle utgöra första linjens testning.

2 Metoder, frågeställningar, deltagare och provtagningar

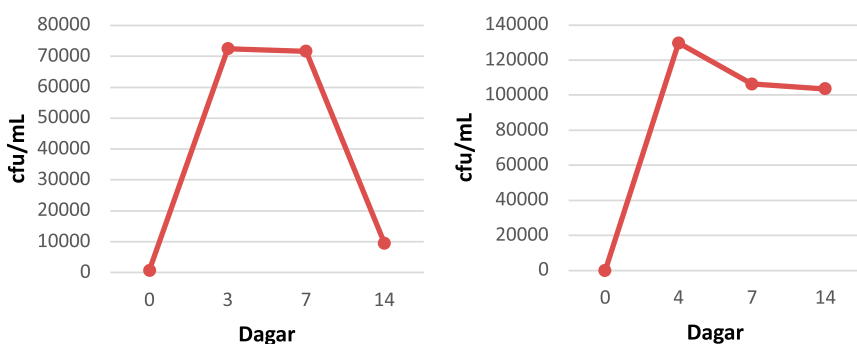
2.1 AP1 – Mikrobiologiska risker

2.1.1 Metoder

AOC-bestämning enligt Folkhälsomyndighetens metod "AOC-bioassay"

Metoden baseras på den maximala tillväxtnivån som uppnås av renkulturer av *Pseudomonas fluorescens* P17 och/eller *Spirillum* NOX som i låg halt sätts till ett vattenprov. Dessa får växa till i vattnet och antalsbestämning sker genom koloniräkning. Undersökningarna sker vanligen med P17 som främst utnyttjar lätt assimilerbara organiska föreningar tillsammans med NOX som dessutom kan utnyttja oxalater vilka bildas i ozonerade vatten samt karboxylsyror. Även solljus i naturliga vatten kan oxidera naturligt organiskt material i vatten, t.ex. humussyror till AOC. Högsta värdet på respektive bakteriehalt räknas om till AOC-koncentration genom att använda bestämda utbytesfaktorer "Y" (acetat-kol för P17 och NOX) (Figur 2.1). Resultaten uttrycks dels per testbakterie, dels som summan av AOC uppmätt för respektive testbakterie. Avläsning sker 4 gånger under en 14-dagarsperiod (0, 3, 7 och 14 dagar). Det tar 2 dagar för sista odlingen att växa ut och 1–2 dygn för inledande värmebehandling (avdödning/pastörisering) vilket innebär att analysvar ges cirka 3 veckor efter provtagning.

Teoretiskt kan koncentrationer på mindre än 1 µg AOC/l detekteras. I praktiken är dock en halt på 5 µg AOC/l en lämplig gräns per bakterie (P17 och NOX) beroende på låg men dock ändå möjlig kontamination av organiskt kol vid provtagning och annan hantering. En övre praktisk gräns är 1 000 µg AOC/l. I detta projekt har vi satt en detektionsgräns på 5 µg AOC/l per bakteriestam. Om båda är <5 rapporterar vi <10. Om en av dessa är större är 5 rapporterar vi bara det värdet i denna rapport. Provolymen är 1 liter vilken delas upp på två stycken 500 ml flaskor. Varje mätning per sådan flaska görs i 4 parallella odlingar. Antal observationer per prov och mättag blir då 8. Standardavvikelse har beräknats per stam och mättag och redovisas i resultatdelen. Generellt gäller att mätosäkerheten för analysen är cirka 20 % vid värden över 20 µg AOC/l och ökande med minskande halt under 20 µg AOC/l till mellan 30 % och 40 %.



Figur 2.1

Tillväxtkurvor för P17 (vänster) och NOX (höger) i en AOC-analys.

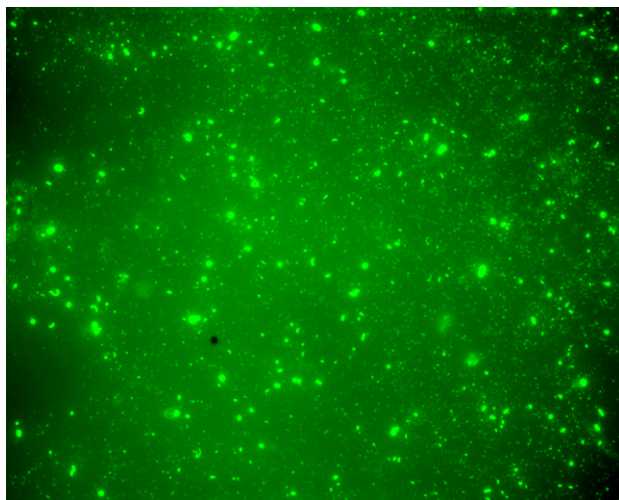
Micans har kompletterat AOC-metoden med fler unika analyser i vårt laboratorium, bland annat ATP, adenosintrifosfat (Eydal & Pedersen 2007) samt VLP, viruslika partiklar, som visar mängd viruslika partiklar, huvudsakligen bakterievirus. En hög halt bakterievirus indikerar en hög bakteriell tillväxt eftersom virus bara kan föröka sig i levande och växande bakterier (Kyle et al. 2008). VLP-metoden görs tillsammans med bestämning av totalhalt celler (TNC), då främst bakterier.

ATP

ATP är den energibärande molekylen i alla levande celler. Projektet har använt ATP-analys av total mängd ATP för att avgöra hur stor och hur aktiv en mikroorganismpopulation är i vatten och biofilmer. Mätning av ATP är en mycket känslig metod som bygger på att eldfluge-enzymet luciferas katalyserar en ATP-beroende reaktion där ljus bildas. Mängden bildat ljus står i direkt relation med mängden ATP i provet och mäts med hjälp av en luminometer. Detektionsgränsen är 10×10^{-18} mol (amol) ATP. Mängd ATP i en mikroorganism står i sin tur i relation till biovolymen, d.v.s. storleken på mikroben och hur aktiv den är. En (1) genomsnittlig aktiv bakteriecell innehåller mellan 0,2 och 1 amol ATP, beroende av storlek.

VLP och TNC

Metoden utgår från en metod för bestämning av antal virus med hjälp av ett så kallat epi-fluorescensmikroskop. En bestämd volym av vattenprovet filtreras genom ett virus-tätt filter och därefter färgas virus och bakterier med ett fluorescerande färgämne vid namn SYBR Gold. Filtret placeras i ett mikroskop med speciell belysning som gör att virus och bakterier lyser grönt (Figur 2.2) vilket gör dem lätta att räkna (Noble & Fuhrman 1998). I projektet har räkning utförts med ett digitalt bildanalysprogram.



Figur 2.2

Bild av ett VLP-preparat. Viruslika partiklar, VLP, syns som små ljusa prickar liknande en stjärnhimmel. De större lysande objekten är bakterier som ligger lite ur fokus som är inställt mot filterytan där VLP befinner sig.

Biofilmsreaktorer

I detta projekt har biofilmsreaktorer använts för att analysera uppbyggnad av biofilmer tillsammans med analys av TNC, VLP och ATP samt mikroskopering.

Micans har under låg tid utvecklat metoder och utrustning för analys av biofilmer, så kallade biofilmsreaktorer, där tillväxt av biofilmer under relevant tryck kan undersökas. Resultat från tester med biofilmsreaktorer har återkommande publicerats i vetenskapliga tidskrifter samt i ett antal internationella rapporter (bl.a. Magnabosco et al. 2018; Pedersen 1990; Pedersen 2012; Pedersen et al. 2014; Wu et al. 2017). De biofilmsreaktorer som har använts har ett hölje av syrafast rostfritt stål (Figur 2.3). På insidan finns en insats av PVDF, ett mycket inert plastmaterial. En bra biofilmsreaktor måste ha god kontroll på hydrodynamiken eftersom tillväxt av biofilmer är starkt beroende av flödes-hastighet, särskilt när det gäller laminära flöden. Reaktorerna är utvecklade och testade med full kontroll av alla laminära flödes-hastigheter. De kan laddas med plana ytor av valfri typ, t.ex. vanliga rörledningsmaterial, eller med porösa material, t.ex. aktivt kol för att simulera granulerat aktivt kolfilter eller filter med andra material. I detta projekt laddades de med glas och PVC-yltor. Reaktorerna är testade med vattentryck upp till 50 kg/cm². De installeras lämpligast genom att dränera en provpunkt med önskad flödes-hastighet till ett avlopp, via en mekanisk mottryckskontroll.



Figur 2.3

Biofilmsreaktorer som användes i projektet. Till vänster visas glasytor och till höger de tre biofilmsreaktorer som användes hos Vivab i detta arbetspaket.

2.1.2 Frågeställningar

I detta projekt var en frågeställning vilka halter av AOC som vattenverk släpper ut på nätet samt vad som kan påverka dessa halter, både i reningsprocessen, bland annat desinfektionsstegen, och ute på ledningsnäten.

En ytterligare frågeställning var hur olika halter AOC påverkar biofilmstillväxt.

Förekomst av bakterievirus är kopplad till aktiv tillväxt av bakterier då sådana virus bara kan föröka sig i aktiva bakterier. Genom att analysera VLP och ATP undersöktes om de mikrober som förekommer i dricksvatten och i ledningsnätens biofilmer är metaboliskt aktiva.

2.1.3 Deltagare i AP1

Göteborg Kretslopp och Vatten (KoV)

Här valde man att mäta AOC på tre platser i distributionsnätet vid 6 provtillfällen: utgående vatten från Alelyckans vattenverk, Gamlestadsvägen, Göteborg, och Lackarebäcks vattenverk, Bäckravinsgatan, Mölndal, efter slutklorering och kontaktreservoarer, samt vatten från Gråbergets reservoar – Kabelgatan, Göteborg östra halvan. Gråbergets reservoar är en komplex reservoar som får sitt vatten från både Alelyckan och Lackarebäck. Mätningar gjordes också vid 6 tillfällen på dekantat efter sedimentering samt på filtrat efter kolfiltrering på båda vattenverken. Alelyckan får oftast sitt råvatten från Göta älv, men ibland returvattnet från Delsjöarna. Lackarebäck får oftast sitt råvatten från Delsjöarna.

Vattenbehandling

Vattenbehandlingen var likvärdig för båda vattenverken med undantag av UV-behandling för Alelyckan och ultrafiltrering för Lackarebäck (Tabell 2.1, Tabell 2.4).

Alelyckan	Lackarebäck
Råvattenalkalisering	Råvattenalkalisering
Fällning och sedimentering	Fällning och sedimentering
Kolfiltrering	Kolfiltrering
UV-behandling	Ultrafiltrering
Dricksvattenalkalisering	Dricksvattenalkalisering
Klorering med klor + klordioxid	Klorering med klor + klordioxid

Tabell 2.1

Vattenbehandling för analyserade vatten från Kretslopp och vatten i Göteborg.

Säffle kommun – Åmåls vattenverk

Säffle kommun – Åmåls vattenverk genomförde mätning av AOC, VLP, TNC och ATP på råvatten och utgående vatten från vattenverket. Råvattnet tas från Vänern och behandlas genom ett sandfilter och därefter ett kolfilter. Desinfektion sker genom UV-behandling samt tillsats av natriumhypoklorit (Tabell 2.4).

Trollhättan Energi AB – Överby vattenverk

Trollhättan Energi AB genomförde mätning av AOC, VLP, TNC och ATP på utgående vatten från vattenverket samt på ledningsnätet. Avståndet mellan provpunkterna är cirka 13 km. Råvattnet kommer från Göta älv. Vattenbehandling sker genom kemisk fällning med efterföljande snabbsandfilter, sedan långsamfilter, UV-bestrålning och sist desinfektion med hypoklorit (Tabell 2.4). Andelen av utgående dricksvatten som når provpunkt Lindveden pendlade mellan 1 och 10 % av den totala mängden utgående vatten.

Vatten & Miljö i Väst AB – Kvarnagårdens vattenverk

Vatten & Miljö i Väst AB (Vivab) genomförde en serie mätningar av AOC kombinerat med mätningar av biofilmstillväxt på tre positioner i ledningsnätet. Dessa positioner var utgående vatten från vattenverket (DWKva), ledningsnät i Höga, ca 16,5 km norr om vattenverket och ledningsnät i Tvååker, cirka 15,5 km söder om vattenverket. Dessutom mättes AOC på ingående råvatten. Uppehållstiderna i ledningsnätet från vattenverket till provpunkterna har beräknats till 40,5 timmar till Höga och 38 timmar till Tvååker. AOC analyserades även på råvattnet som utgörs av 80 % sjövattnet och 20 % grundvattnet. Vattenbehandlingen utgörs av snabb sandfiltrering samt ultrafiltrering i kombination med ett koaguleringssteg varefter pH justeras och slutligen sker desinfektion med UV (Tabell 2.4). Vid ett tillfälle togs prover från vattenverket och Höga för att bedöma P17 respektive NOX bidrag till analysresultaten för AOC.

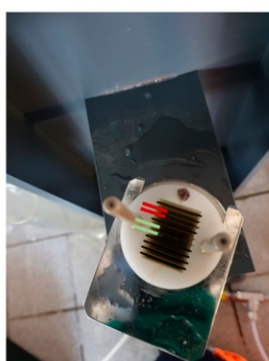
Biofilmer

Biofilmsreaktorer (Figur 2.3) laddade med hydrofila glasytor (brända i 550 °C under 4 timmar) utplacerade 2022-11-08 på tre platser, i utgående vatten från Kvarnagårdens vattenverk, samt på ledningsnätet i Tvååker och i Höga. Vid provtagning i Tvååker 2023-01-24 installerades PVC-tytor på position 2, 3 och 4.

Biofilmsreaktorer installerades 2022-11-08 och ytor provtogs därefter vid tre tillfällen:

- 2023-01-24, cirka 2,5 månaders exponering
- 2023-03-28, cirka 4,5 månaders exponering
- 2023-08-27, cirka 9,5 månaders exponering

Provtagningarna genomfördes på positioner i biofilmsreaktorerna enligt Figur 2.4.



Utgående dricksvatten (DWKva)

- Provtagning januari: 2 & 3
- Provtagning mars: 5 & 6



Tvååker (Tvaak)

- Provtagning januari: 2 ; 3 & 4 (Byte mot plast)
- Provtagning mars: 3 (plast); 5 & 6 (glas)



Höga (Hoega)

- Provtagning januari: 2 & 3
- Provtagning mars: 5 & 6

Figur 2.4

Positioner för provtagning av biofilmer.

Analys

Följande analyser utfördes på biofilmer:

- Odlingsbara mikroorganismer 22 °C 3 och 7 dygn, (ISO 6222) samt direkt via rackling (ej ingjutning).
- Ljuskopiering och foto av biofilmer i våtpreparat.
- Epifluorescensmikroskopiering för antalsbestämning av mikroorganismer i biofilmer där så var möjligt, infärgning av biofilmerna gjordes med akridin-orange.
- ATP-analys för påvisande av biomassa och viabilitet i populationerna.

Vätternvatten

Vätternvatten kommer att använda vatten från Vättern i ett kommande vattenverksprojekt. Därför har AOC återkommande analyserats sedan 2020-03-01. Prover har tagits på två positioner i Vättern från två olika djup, yta och botten. Proverna kan betraktas som råvatten till det kommande vattenverket.

2.1.4 Provtagningar

Provtagningsfrekvens och provpunkter planerades med respektive dricksvattenproducent efter deras specifika frågeställningar och önskemål. Dessa visas i Tabell 2.2.

Tabell 2.2

Deltagande VA-organisationer samt provtagningar och analyser för respektive deltagare. Göteborg Kretslopp och Vatten (KoV) skickade även prov på dekantat och filtrat.

Organisation	Provpunkter			Analyser per provtillfälle				Provtillfällen
	Råvatten	Utgående vatten	Ledningsnät	VLP/TNC	ATP	AOC	Biofilmer	
Göteborg KoV, Lackarebäck och Alelyckans vattenverk		2	1			3		6
Säffle kommun, Åmål vattenverk	1	1		2	2	2		6
Trollhättan Energi AB, Överby vattenverk		1	1	2	2	2		6
Vatten & Miljö i Väst AB, Kvarnagårdens vattenverk	1	1	2			4	3	AOC/biofilmer 10/3
Vätternvatten	2					4		12
Summor	4	5	4	4	4	15	3	
Totalt antal analyser	-	-	-	24	24	130	3	

2.2 AP 2 – Kemiska risker

2.2.1 Effektbaserade metoder i odlade celler

Vattenprover extraheras först med fastfasextraktion, precis som inför kemisk analys av organiska mikroföroreningar. Denna görs för att koncentrera upp vattenprovet och de ämnen man vill mäta effekter från. Vattenprovet koncentreras ofta 5 000 ggr men späds sedan i det medium cellerna växer i. Mätningarna utförs i spädningsserier, vanligtvis med relativ koncentration (REF) på 1–50 och i fyra tekniska replikat. Det koncentrerade provet tillsätts sedan till olika cellinjer, vanligtvis humanceller. Cellerna har modifierats för att kunna påvisa specifika effekter, från t.ex. hormonstörande ämnen, i vad som kallas reportergerntester. När cellerna exponeras för ett prov som innehåller ämnen som orsakar de specifika effekterna aktiveras reporter-genen och cellerna utsöndrar ett signalprotein. Mängden signalprotein mäts både i prover och för referenssubstanser som är specifika för respektive test. Referenssubstansen används för att översätta protein-signalen från ett prov till en biologisk ekvivalent koncentration (BEQ) av referenssubstansen (Tabell 2.3). Till exempel anges östrogen aktivitet som östradiolekvivalenter per

liter vatten (E2-ekv./l). Aktiviteten kan komma från olika ämnen eller blandningar som orsakar den studerade specifika effekten. På detta sätt kan effekterna jämföras mellan olika studier. För de koncentrerade proverna mäts även cytotoxicitet (allmän toxicitet) och om detta förekommer utesluts koncentrationen från beräkningen av BEQ.

Tabell 2.3
Översikt för de
effektbaserade metoder
som använts i denna studie.

Parameter	Cellinje	Stimulant	Referenssubstans	Test för cytotoxicitet	Internationella riktlinjer*
Aktivering av östrogenreceptorn (ER)	T47D-ER	–	17β-östradiol (E2)	MTS	OECD 455
Aktivering av androgenreceptorn (AR)	AR-EcoScreen GR-KO M1	–	Dihydrotestosteron (DHT)	MTS	OECD 458
Blockering av androgenreceptorn (anti-AR)		DHT	Hydroxyflutamid (OHF)	MTS	OECD 458
Aktivering av arylhydrokarbonreceptorn (AhR)	DR-EcoScreen	–	Tert-butylhydrokinon (tBHQ)	MTS	
Oxidativ stress (aktivering av Nrf2)	MCF7 AREc32	–	2,3,7,8-tetraklor-dibenso-p-dioxin (TCDD)	MTS	
Genotoxicitet (mikrokärntest)	TK-6	–	Mitomycin C	EMA+	OECD 487

*Testerna har utförts med mindre modifikationer från de angivna internationella riktlinjerna. Utförliga beskrivningar finns i Supporting Information till Lundqvist et al. 2024

Genom att använda ett testbatteri av olika effektbaserade metoder så möjliggör man att mäta effekter från olika typer av ämnen och blandningar. I detta projekt har följande parametrar analyserats:

Hormonstörande effekter

Ämnen kan aktivera (agonistisk aktivitet) eller blockera (antagonistisk aktivitet) östrogen- och androgenreceptorn (ER och AR). Könshormoner, såsom östrogener och androgener, har många viktiga fysiologiska funktioner förutom för reproduktionen också för hjärt-kärlsystemet, immunsystemet, muskulära systemet och nervsystemet. Exempel på kemiska föroreningar i vatten som påverkar könshormonreceptorer är naturliga könshormoner, p-piller, läkemedel vid bröst- och prostatacancer, men även växtbaserade isoflavoner (så kallade fytoöstrogener) och vissa plastkemikalier.

AhR-aktivitet

Arylhydrokarbon-receptorn (AhR) har blivit särskilt uppmärksammas för att den aktiveras av många toxiska ämnen, såsom halogenerade organiska miljöföroreningar, polycykliska aromatiska kolväten, vissa pesticider och läkemedel, och naturligt förekommande ämnen som indoler, stilbener och metaboliter av tryptofan. Ah-receptorn kallas även för dioxin-receptorn. Vid aktivering induceras metaboliserande enzym (bl.a. cytokrom P450-enzym) och effekten av AhR-aktivering kallas ofta metabolisk aktivering. Ah-receptorn har många olika fysiologiska funktioner och aktiveras av både kroppsegna och främmande kemiska ämnen. Viktiga funktioner där AhR ingår är vid utveckling av olika organsystem och vid reglering av inflammatoriska reaktioner.

Oxidativ stress

Många toxiska ämnen, t.ex. organiska miljögifter, pesticider och naturliga ämnen, kan orsaka oxidativ stress. Oxidativ stress beror på att reaktiva syreradikaler bildats i överskott då kroppen inte kan hantera dessa. Det är en vanlig mekanism bakom olika typer av toxiska effekter, t.ex. inflammatoriska effekter, fosterskador och cancer. En viktig faktor som reglerar cellernas försvarssystem vid oxidativ stress är Nrf2 (nuclear transcription factor erythroid 2-related factor 2). Vid induktion av oxidativ stress uppregleras Nrf2, vilket kan användas som markör vid bioanalys av vattenprovers innehåll av ämnen som

orsakar oxidativ stress. Nrf2 induceras även av desinfektionsbiprodukter, som kan bildas vid vattenrening. Epidemiologiska studier har visat ett samband mellan exponering för desinfektionsbiprodukter och förekomst av vissa cancerformer.

Genotoxisk aktivitet – mikrokärntest

Genotoxicitet eller DNA-skadande effekt är en allvarlig effekt, som kräver omfattande testning och utredning vid registrering av till exempel bekämpningsmedel, livsmedels-tillsatser och aromämnen. DNA-skada i kroppsceller kan leda till cancer och andra sjukdomar och till reproduktionsstörningar om det drabbar könsceller.

Kvalitetskontroll

Effektbaserad analys i odlade celler genomförs enligt standardiserade analysprotokoll. Där det finns analysprotokoll fastställda av t.ex. OECD eller ISO genomförs analyserna i enlighet med dessa protokoll, med vissa mindre tekniska justeringar. Ett vattenprov analyseras alltid vid flera olika koncentrationer och varje koncentration i flera tekniska replikat. Vid varje analystillfälle analyseras även en negativ kontroll (ett prov som säkert *inte* innehåller substanser som kan aktivera den aktuella toxicitetsparametern som analyseras) samt en referenssubstans (ett prov med bestämt innehåll av ett ämne som aktiverar den aktuella toxicitetsparametern). Dessa kontroller används för att säkerställa kvaliteten och tillförlitligheten i analysen.

Ett mått på analysnoggrannheten i effektbaserade analyser är hur exakt en bestämd koncentration av referenssubstansen kan beräknas i form av en bioekvivalent koncentration. För en acceptabel noggrannhet ska den uppmätta/beräknade koncentrationen vara $\pm 30\%$ av den nominella (tillsatta) koncentrationen (Escher et al. 2021, kapitel 11). De reportergentester som används i denna studie har i representativa analyser kunna fastställa en tillsatt koncentration av referenssubstansen med en avvikelse i spannet 8-20 %, det vill säga en hög analysnoggrannhet (accuracy).

Precisionen i analysen kan bedömas genom att utvärdera avvikelsen (CV) mellan mätvärdena för de tekniska replikaten i en analys (intra-assay precision) respektive avvikelsen mellan mätvärdena för referenssubstansen vid flera olika analystillfällen (inter-assay precision). CV för inter-assay precision och intra-assay precision bör båda vara $<20\%$. De analysmetoder som använts i denna studie har i representativa analyser uppvisat CV $<20\%$ för såväl intra-assay precision som inter-assay precision.

Beräkning av reningseffektivitet

Den övergripande reningseffektiviteten för vattenverken beräknades enligt:

$$\text{Reningseffektivitet (\%)} = \frac{(\text{Effekt i råvatten} - \text{effekt i dricksvatten})}{\text{Effekt i råvatten}} \times 100$$

Positiv reningseffektivitet visar således borttagning medan negativ indikerar ökning under rening. Om dricks- eller råvatten ej haft mätbar effekt (under detektionsgräns) har detektionsgränsen använts för att beräkna en borttagning som anges som "≥". I de fall ingen effekt kunnat uppmätas i vare sig rå- eller dricksvatten har ingen reningseffektivitet beräknats.

2.2.2 Tolkning av resultat från effektbaserad analys

Traditionell kemisk analys används i dag för att mäta koncentrationer av ett fåtal välkända organiska föroreningar men räcker inte till för att övervaka det stora, ständigt växande antalet kemikalier som människan släpper ut i miljön. För att upptäcka förekomsten av nya eller okända ämnen och blandningar behövs nya analysmetoder. Effektbaserad analys för vattenkvalitetsanalys är ett holistiskt och proaktivt tillvägagångssätt för att mäta biologiska effekter från hela den komplexa blandningen av organiska ämnen – både

kända och okända ämnen, samt blandningseffekter. Metoderna är ännu inte inkluderade i lagstiftningen men föreslås användas för intern kvalitetskontroll för att:

- bättre lära känna sitt vatten från källa till kran
- möjliggöra upptäckt av okända föroreningar och blandningar i rå- och dricksvatten
- brett bedöma övergripande eller processspecifik reningseffektivitet i fullskala eller vid pilotförsök
- undersöka bildning av toxiska biprodukter under rening.

Hormonstörande effekter

För hormonstörande effekter, som framför allt orsakas av potenta naturliga hormoner och vissa läkemedel och där den tidiga effekten på cellnivå är direkt relaterad till effekten i hela organismen, så finns det förslag på så kallade effektbaserade riktvärden (EBT, från eng. effect-based trigger value). Ett tillvägagångssätt för att bestämma ett EBT är att använda ett befintligt gränsvärde eller riktvärde baserat på en koncentration av ett enskilt ämne, t.ex. det naturliga kvinnliga könshormonet 17 β -östradiol (E2). E2 är klassat som ett "särskilt förorenande ämne" (SFÄ) och har en bedömningsgrund på 400 pg/l (årsmedelvärde) i inlandsytvatten (HVMFS 2019:25). Hormonstörande ämnen kan orsaka allvarliga effekter på akvatiska ekosystem vid väldigt låga halter. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks) har även föreslagit en sänkning av detta värde till 180 pgE2/l (SCHEER, 2022). För att översätta bedömningsgrunden för E2 till ett EBT behöver man uttrycka den bioekvivalenta koncentrationen från den effektbaserade analysen som samma ämne och för östrogena effekter är E2 redan den referenssubstans som används. Två hormonstörande ämnen, E2 och nonylfenol, var de första att föras upp på bevakningslistan till dricksvattendirektivet. E2 har på bevakningslistan ett riktvärde på 1000 pg/l i dricksvatten och detta värde kan användas som EBT, uttryckt i pgE2-ekv./l, för human exponering. För AR-aktivitet finns ett föreslaget riktvärde för human exponering på 11 ngDHT-ekv./l (Brand et al. 2013) medan riktvärde för ytvatten saknas.

En stor fördel med att använda effektbaserade metoder för att mäta förekomst av östrogena ämnen är att analysen är mycket känslig och kan detektera effekter från t.ex. östradiol motsvarande ca 100 ggr lägre halter än vad som kan detekteras med kemisk analys. Detta är särskilt viktigt då detektionsgränserna vid kemisk analys inte räcker till för att kvantifiera halter av östradiol som kan ha negativ påverkan på akvatiska system.

Miljösensorer

AhR-aktivitet, anti-androgen aktivitet och oxidativ stress kan orsakas av ett stort antal och olika typer av ämnen med olika toxikologiska mekanismer och olika sluteffekter på organismer. Därför kan inte toxikologiskt grundade riktvärden (EBT) fastställas för dessa typer av blandningseffekter. Ämnen som orsakar effekterna har en gemensam tidig effekt på cellnivå (så kallad "molecular initiating event" (MIE)), vilket är det som kan mätas som AhR-aktivitet, anti-androgen aktivitet eller oxidativ stress. Den fortsatta mekanismvägen och den slutliga skadliga effekten i hela organismen skiljer sig däremot mellan olika ämnen, och därför finns ingen direkt relation mellan bioaktiviteten och den skadliga effekten. Dessa parametrar används i stället för att mäta en allmän föroreningsbelastning och för att t.ex. identifiera tidpunkter där belastningen är särskilt hög och agerar på så sätt som miljösensorer. Vid dessa tidpunkter finns en möjlighet att koppla detta till särskilda händelser såsom kraftig nederbörd, bräddning av avloppsvatten eller andra utsläpp eller händelser.

För att identifiera avvikelser i ett enskilt vatten behövs en längre tidsserie eller så kan man jämföra enskilda värden med historiska data i liknande vatten genom att se hur värdet förhåller sig till median, 10- och 90-percentiler i referensdata.

Genotoxicitet

Genotoxicitet är en potentiellt väldigt allvarlig effekt som kan leda till t.ex. cancer. Vissa genotoxiska ämnen saknar dessutom en tröskeldos under vilken exponeringen kan anses säker och så länge man inte vet vilket eller vilka ämnen som orsakar en uppmätt genotoxisk effekt bör man därför av försiktighetsskäl se till att effekten inte kan uppmätas i dricksvatten. Av samma anledning utvärderas denna parameter binärt; som "JA/NEJ" (genotoxiskt/ej genotoxiskt).

Referensdata

Mätningar som utförts i svenska rå- och dricksvatten har sammanställts som referensdata. Referensdata har sammanställts från ca 210 råvattenprover och ca 160 dricksvattenprover från ca 45 unika platser som analyserats 2019–2023. Referensdata redovisas som median samt 10- och 90-percentiler av datapunkter där aktiviteter uppmätts. Därutöver redovisas detektionsfrekvensen, d.v.s. hur vanligt det är att effekten uppmäts i ett typvatten. Observera att dessa värden kan förändras över tid när databasen växer.

Sammanfattning av bedömning från effektbaserad analys

1. Kan vi detektera några effekter i rå- eller dricksvatten?
2. Vad är reningseffektiviteten för de effekter som uppmäts i råvatten? Är det några effekter som ökar vid reningen?
3. Jämför med referensdata – för samtliga parametrar men i synnerhet "miljösensoerna" AhR-aktivitet, anti-androgen aktivitet och oxidativ stress:
 - a. Detektionsfrekvens (är det vanligt eller ovanligt att uppmäta effekten?)
 - b. Uppmätt värde jämfört med 10 och 90-percentiler samt median
4. Östrogenreceptor(ER)aktivitet:
 - a. Ytvatten: jämföra med miljökvalitetsnorm för E2 = föreslaget effektbaserat riktvärde (EBT) på 400 pg(E2-ekv.)/l
 - b. Dricksvatten: jämföra med riktvärde för E2 i bevakningslistan till dricksvattendirektivet på 1000 pgE2/l
5. Androgenreceptor(AR) aktivitet (AR):
 - a. Ytvatten: effektbaserat riktvärde (EBT) saknas
 - b. Dricksvatten: jämföra med föreslaget riktvärde (EBT) på 11 ngDHT-ekv./l
6. Genotoxicitet: allvarlig effekt som inte bör finnas i dricksvatten

2.2.3 Frågeställningar

I detta projekt var de huvudsakliga frågeställningarna som undersöktes hos samtliga deltagande dricksvattenproducenter:

- Finns det effekter från potentiellt hälsofarliga ämnen i råvattnet och hur påverkas dessa under rening? Bildas det toxiska biprodukter under dricksvattenproduktionen?
- Hur ser eventuella säsongsvariationer ut?
- Hur är råvatten- och dricksvattenkvalitet på mitt vattenverk jämfört med andras?

Därutöver har prover tagits från två pilotanläggningar hos två olika dricksvattenproducenter för att utvärdera nya reningstekniker och hos en deltagare har prover tagits i olika punkter i distributionsnätet där det tidigare funnits en kontaminering av PAH:er.

2.2.4 Deltagande dricksvattenproducenter

Deltagare i AP2 bestod av totalt 15 VA-organisationer och inkluderade 11 ytvattenverk där rå- och dricksvatten provtogs. Därutöver togs prover i ett reservvatten (Mörrumsån, Karlshamn), flera ytvatten som utreds som nya potentiella råvattenkällor (två provpunkter i Vättern, Vätternvatten, samt sjön Mjörn, Lerums kommun). Prov togs även i Lärjeholm i Göta Älv, som blandas med vattnet i Delsjöarna innan det används som råvatten på Alelyckan och Lackarebäck vattenverk i Göteborg. Vidare så undersöktes

fyra provpunkter i ett grundvattenmagasin i Uppsalaåsen (Mon, Gästrike Vatten), samt dricksvatten från Björklinge vattenverk (Uppsala Vatten) som produceras från grundvatten.

Nedan följer beskrivningar av de olika råvattnen, kända påverkansfaktorer i råvattentäkten och reningsprocesser som används hos de VA-organisationer som deltagit med prover från vattenverk. En översikt med reningsprocesser och råvattentäkter för de vattenverk som deltagit i arbetspaketet finns i Tabell 2.4.

Gästrike Vatten – grundvattentäkt Mon

Gästrike Vatten undersöker för närvarande ett grundvattenmagasin för framtida produktion av dricksvatten i Mon. Inom MiKe-projektet har det befintliga grundvattnet provtagits i två brunnar och två observationsrör. I framtiden kan grundvattnet att komma att förstärkas genom infiltration av ytvatten från Dalälven.

Råvattnet består av grundvatten från Uppsalaåsen. I den aktuella delen av åsen står grundvattenmagasinet bitvis i god kontakt med Dalälven, dvs viss grad av inducerad ytvatteninfiltration kan förekomma. I tillrinningsområdet finns en motorbana, golfbana, hästhållning samt äldre deponering av brandskadad pappersmassa.

Vattenverket är under projektering, processen för grundvatten planeras omfatta: återinfiltration, avhårdning via nanofiltermembran, UV-desinfektion, möjlighet till klorering samt lutdosering.

Karlshamn Energi – Långasjöns vattenverk och framtida reservvattentäkt

Mörrumsån

Långasjön är ett ytvatten som används som huvudvattentäkt. Vattenreservoaren ligger huvudsakligen i sjön Mien i Småland och rinner i Mieån ner till Långasjön där råvattnet hämtas. Det finns inga kända påverkansfaktorer från industrier. Det som finns är enskilda avlopp, fiskeodling, avvecklat sågverk med doppning, avvecklad industri för betong och cement samt skogsbruk och lantbruk.

Mörrumsån är ett ytvatten som är tänkt att användas som framtida reservvattentäkt. Vattenreservoaren ligger i Åsnen, Småland och rinner i Mörrumsån ner till tänkt uttagspunkt strax norr om Svängsta. Flera industrier och andra verksamheter finns i tillrinningsområdet inklusive ett avloppsreningsverk, yllefabrik, dikesföretag, små lantbruk och enskilda avloppsanläggningar.

Reningsprocessen vid vattenverket Långasjön består av kemisk fällning, flockning följt av sedimentering och snabbfiltrering i sandfilter. Vidare filtreras vattnet genom kolfilter och passerar UV-ljus innan distribution ut på nätet. Kolfiltermaterialet har inte bytts på länge och filtren betraktas därför som biologiska filter snarare än adsorptionsfilter.

Karlskrona kommun – Karlskrona vattenverk

Karlskrona vattenverk använder Lyckebyån som råvattentäkt. Ån sträcker sig genom Kronobergs och Kalmar län innan den når Blekinge län där Karlskrona Vattenverk är beläget. Kända påverkansfaktorer inkluderar: klimatförändringar (torka, översvämningar, temperaturhöjningar, längre växtperiod m.m.), brunifiering, olyckor (vägar m.m.) samt andra vattenverksamheter.

Ca. 53 000 personer är anslutna till verket. Råvatten från Lyckebyån grovrensas i intagssilar. Därefter passerar vattnet en mikrosil, innan det rinner vidare till en alkaliseringsbassäng med dosering av krita, lut och koldioxid. Längre fram i samma bassäng doseras fällningskemikalie. Polymer doseras som hjälpkoagulant på vardera av de fem Dynasandlinjerna som totalt omfattar 40 filter.

Efter filtrering doseras krita, koldioxid och lut i pumpmagasin (blandningskammare) före pumpning till grusfilteråsen i Johannishus för konstgjord infiltration. Medeluppehållstiden är på mer än en månad.

Vattnet pumpas upp från åsen ur 19 uttagsbrunnar fördelade på fyra uttagsområden

och samlas i reservoar före pumpning tillbaka till Lyckeby och efterbehandling. Vattnet upptaget efter konstgjord infiltration räknas som ett grundvatten.

Vid ankomsten till Karlskrona vattenverk doseras krita och kaliumpermanganat samt vid behov koldioxid. I de två oxidationsbassängerna sker alkalisering samt oxidation av järn och mangan. Före den andra oxidationsbassängen doseras lut för effektivare oxidation. Vattnet filtreras sedan genom fem sandfilter för att ta bort oxiderat järn och mangan i partikelform. Vattnet filtreras efter detta genom sex filter med aktivt kol. Kolfiltren fungerar huvudsakligen som reserv om vattenproduktionen ställs om för ytvattendrift, då för att ta bort smak- och luktämnen. Före nedtappning av renvatten till lågreservoar, doseras lut för att uppnå önskat pH och alkalinitet. Som en avslutande mikrobiologisk barriär passerar dricksvattnet ett UV-aggregat.

Vattenverkets maximala produktionskapacitet är ca 900 m³/h.

Gnesta kommun – ny råvattentäkt, Klämningen

Ytvattnet Klämningen är en framtida råvattentäkt där arbete med tillrinningsområde och påverkan från verksamheter pågår.

Lerums kommun – potentiell ny råvattentäkt, Mjörn

Lerums kommun ville undersöka om sjön Mjörn är lämplig att använda som dricksvattentäkt i framtiden. Intag kommer i sådana fall vara i södra delen av sjön. Det är en ganska stor sjö och den har även ett stort tillrinningsområde. I norra delen av sjön har Lerums kommun ett mindre avloppsreningsverk som har Mjörn som recipient. Alingsås kommun har sitt största avloppsreningsverk, Nollhaga, i nordöstra delen av sjön. Det finns även ett flertal avloppspumpstationer och enskilda avlopp som potentiellt kan brädda ut i Mjörn.

Ingen rening finns i dagsläget, även om pilotförsök pågår med konstgjord infiltration.

Lessebo kommun – Hovmantorps vattenverk

Lessebo kommun använder Rottnen som råvatten för Hovmantorps vattenverk. Rottnen är en ytvattentäkt, vilken är recipient för enskilda avlopp samt har bräddutlopp från pumpstationer på spillvattennätet.

Ytvattnet renas med kemisk fällning på Dynasandfilter innan det infiltreras till grundvatten via infiltrationsbassänger i Dädesjöåsen. Därefter tas det konstgjorda grundvattnet upp för rening i sandfilter och med UV-desinfektion.

Nyköping-Oxelösunds Vattenverksförbund (NOVF) – Högåsens vattenverk

Råvatten för infiltration tas från Yngaren som är en eutrof sjö. Avrinningsområdet till Yngaren är 158 km² och det största samhället uppströms är Katrineholm. Algbloomning sker de flesta år. Sjön är så djup att språngskikt normalt bildas varje år.

Grundvattnet som tas upp efter konstgjord infiltration innehåller höga halter av järn och mangan. Det organiska materialet i vattnet anses vara mycket hårt bundet. I tillrinningsområdet för råvattenbrunnarna finns en plantskola med gamla synder i form av bekämpningsmedel som letat sig ned i grundvattnet, endast mycket låga halter av enstaka ämnen har dock hittats i en av råvattenbrunnarna som nu är tagen ur bruk.

Vattnet från Yngaren transporteras till Högåsen där det mikrofiltreras innan det infiltreras i Larslundsmalmen, som består av svallavlagringar. Infiltrationstiden uppskattas till 4 veckor. Efter att vattnet pumpats upp pH-justeras vattnet med lut och desinficeras med natriumhypoklorit. Levererad mängd vatten är ca 14 500 m³/dygn.

Trollhättan Energi – Överby vattenverk

Ytvatten från Göta älv används som råvatten. Detta råvatten är påverkat av bl.a. avloppsreningsverk, dagvatten, förorenade områden, fartyg- och båttrafik. Det påverkas också tydligt av kraftigt regn och blåst.

Reningsprocessen består av kemisk fällning med dosering av polyaluminiumklorid, sedimentering med efterföljande snabbsandfilter och långsamfilter, följt av desinfektion med UV och dosering av natriumhypoklorit.

Uppsala Vatten – Björklinge vattenverk

Råvattnet är ett grundvatten från Björklingeåsen som är en del av Uppsalaåsen. Åsen står i direkt kontakt med Långsjön i Björklinge. Råvattnet innehåller spår av bekämpningsmedel, uran och är hårt.

Från råvattenreservoaren pumpas råvattnet först genom ett patronfilter och leds sedan till nanofiltermembran. Efter membranfiltreringen leds permeatet till en blandningstank dit även obehandlat råvatten pumpas. Innan vattnet leds vidare till låg-reservoaren pH-justeras det med natriumhydroxid samt desinficeras med UV-ljus och därefter natriumhypoklorit.

Vatten och miljö i väst AB (Vivab) – Kvarnagårdens vattenverk

Råvattnet består av ytvatten (80–85 %) från sjön Neden som blandas med grundvatten (15–20 %). Det finns tre borrhöjningar där en i taget är i drift. Det finns inga kända föroreningskällor i tillrinningsområdet.

Reningsprocessen utgörs av snabbsandfilter följt av direktfällning på ultrafiltermembran, dosering av kalk och koldioxid samt desinfektion med UV.

Säffle kommun – Åmåls vattenverk

Åmåls vattenverk tar sitt råvatten från inloppet till Dalbosjön i Vänern. Intaget är placerat på ca 30 m djup. Vattnet bedöms ha god kemisk kvalitet men är periodvis mycket påverkat av förhöjda bakteriehalter. Lokala hydrologiska förhållanden antas ge upphov till säsongsmässig försämring av råvattenkvaliteten, i huvudsak genom att kallt avrinnande vatten från tillrinningsområdet på grund av temperaturskillnaden mot "storvännern" utanför Åmålsviken stängs in i viken varvid halterna av vissa föroreningsämnen anrikas. Problemen upplevs vara störst tidig vår när avrinnande vatten från tillrinningsområdet (som enligt hypotesen alltså skapar temperaturbarriären som ger sämre omsättning i Åmålsviken) är som kallast.

Påverkansfaktorerna är många. Hela Åmål stad befinner sig i primär skyddszon för vattentäkten, inklusive det kommunala avloppsreningsverket. Vidare finns två åar (Åmålsån och Kasenbergså) inom primär skyddszon. Åmålsån rinner genom centrala Åmål och utgör huvudsaklig recipient för avlastning av spillvattennätet vid hydraulisk överbelastning i samband med kraftig nederbörd eller vid driftstopp i någon av Åmåls ca 15 pumpstationer. Uppströms tätorten i respektive å finns begränsad jordbruksverksamhet men i huvudsak utgörs respektive avrinningsområde i övrigt av skogsmark.

Hela dagvattennätet i Åmål, inklusive avvattningen av E45 går till vattentäkten. Det finns också en rad gamla nedlagda industrier med risk för urlakning till täkten via dräneringar etc. från förorenad mark i berörda områden i Åmål stad. Det passerar också en järnväg igenom primär skyddszon. Det finns restriktioner för ogräsbekämpning av spårområdet på aktuell sträcka så påverkan bör vara försumbar förutsatt att man följer restriktionerna. Det finns också flera småbåtshamnar samt en djuphamn vilken utnyttjas av yrkesmässig sjötrafik, om dock i begränsad omfattning.

Vid vattenverket behandlas vattnet med kemisk fällning och efterföljande sand- och kolfiltrering. Därefter sker desinfektion med UV-behandling samt dosering av natriumhypoklorit. På verket finns även möjlighet till förklorering men denna har inte använts vid något av provtagningstillfällena i detta projekt.

Släckt kalk och koldioxid doseras till inkommande vatten innan den kemiska fällningen för höjning av hårdhet och alkalinitet. Som fällningskemikalie används aluminiumsulfat (ALG) och hjälpkoagulant natriumsilikat (vattenglas). För slutjustering av pH doseras natriumhydroxid (lut).

Vattenverket drivs med fast flöde, normalt 180 m³/h. Drifttiden är i genomsnitt ca 16 h/dygn. Start och stopp av vattenverket styrs av nivå i lågreservoaren. Detta innebär att dricksvattenproduktionen kan startas/stoppas vid flera tillfällen per dygn. Det finns dock en inprogrammerad möjlighet att styra produktionen med ett varierande flöde och drift 24 h/dygn.

Vätternvatten AB

Det kommunalägda bolaget Vätternvatten AB som ägs av Hallsberg, Kumla, Lekeberg och Örebro kommun, planerar en ny dricksvattenförsörjning med Vättern som huvudvattentäkt. Sedan 2016/2017 har undersökningar gjorts vid två potentiella intagspunkter och det är dessa som provtagits i detta projekt.

Göteborg Kretslopp och Vatten (KoV) – Lackarebäck och Alelyckans vattenverk samt lakvattenverket Brudaremossen

Göteborg KoV deltog i detta projekt med två vattenverk; Lackarebäck och Alelyckan, samt med ett lakvattenverk – Brudaremossen. På Brudaremossen används reningsprocesser som är vanliga för dricksvattenproduktion och var därför intressanta att undersöka i detta projekt trots att verket inte är en del av dricksvattenförsörjningen. Därutöver har även vatten från Lärjeholm i Göta älv analyserats i projektet då detta vatten i olika omfattning bidrar till det råvatten som används på Alelyckan och Lackarebäck

Råvattnet till Alelyckan utgörs största delen av tiden av vatten från Göta älv och under resterande tid av returvatten från Delsjöarna. Returvattnet domineras av uppumpat Göta älvvatten. I anslutning till Göta älv förekommer kommunala reningsverk, industri samt transporter.

Lackarebäck vattenverk använder råvatten från Delsjöarna efter tämligen lång uppehållstid vilket innebär att vattnet fått ”sjökaraktär” snarare än Göta älv-karaktär.

I Brudaremossens lakvattenverk renas vatten från en nedlagd deponi innehållande blandat avfall inklusive hushållsavfall, trädgård, väg- och byggnadsavfall och industriavfall från bl.a. färg-, kemi- och oljeindustrin.

Beredningarna på Alelyckan och Lackarebäck börjar med alkalisering av råvattnet följt av kemisk fällning och sedimentering varefter vattnet passerar aktiva kol-filter. På Lackarebäck filtreras vattnet sedan genom ultrafiltermembran medan det på Alelyckan desinficeras med UV-ljus. På båda verken alkaliserar vattnet därefter följt av klorering med klor och klordioxid.

På Alelyckan och Lackarebäck är det kolfiltrering med granulerat aktivt kol (GAC) som står för den huvudsakliga reduktionen av främmande organiska ämnen. Kolfilterbelastning och tid sedan reaktivering förväntas vara viktiga faktorer.

På Brudaremossens lakvattenverk sker rening genom kemisk fällning och sedimentering följt av sand- och GAC-filtrering. Även på Brudareverket så är det kolfiltren som utgör barriär mot organiska spårämnen. Under MiKe-projektets gång byttes kolet i filtren i slutet på maj 2023. Vid provtagning 31/5 2023 hade kolet i två av tre filter precis bytts ut.

Piteå Renhållning & Vatten (Pireva) – Degerängets vattenverk samt pilotanläggning

Råvattnet är ytvatten från Svensbyfjärden som är den första av tre fjärdar innan Piteälven rinner ut i Bottenviken. Svensbyfjärden följer vattenståndet i Bottenviken och ibland kan det förekomma bräcktwaterinträngning i fjärden. Svensbyfjärdens närområde består av bebyggelse och en del jordbruksmark och förutom tillopp från Piteälven mynnar även Lillpiteälven, Rokån och Svensbyån. Gemensamt för älvarna och åarna är att deras respektive tillrinningsområden till stor del kommer från skogs- och myrland där det historiskt har bedrivits och än i dag bedrivs skogsbruk. I modernare tid har dessutom

exploatering skett med uppförandet av norra Europas största landbaserade vindkraftspark (avseende Lillpiteälven och Rokån).

Industriområden finns i Öjebyn på östra sidan av älvfåran men hydrauliska simuleringar visar att påverkan från detta är liten då det mesta dagvattnet från Öjebyns samhälle och industriområde tas av strömfåran. Uppströms i Piteälven har Pireva själva tre avloppsreningsverk och flertalet avloppspumpstationer som släpper renat avloppsvatten och i undantagsfall nödbräddat avloppsvatten till älven. I Älvsbyns kommun, med Älvsby samhälle ca 50 km uppströms Svensbyfjärden, finns samhällelig påverkan av samma sort som i Piteå kommun. Inga sjukhus finns uppströms Svensbyfjärden i älvens tillrinningsområde.

Beredningsprocessen på det fullskaliga vattenverket består av avskiljning genom grovgaller (i råvattenpumpstationen), följt av dosering av aluminiumsulfat, kalk (föralkalisering) och vattenglas. Därefter sker flockning, fällning och sedimentering innan filtrering i snabbsandfilter. Vattnet desinficeras med UV-ljus och klordioxid och innan det distribueras doseras även kolsyra och kalk.

Prov har även tagits från en pilotanläggning med två linjer som båda behandlar råvatten och innefattar direktfällning på ultrafiltermembran (dF/UF), GAC-filtrering, UV-desinfektion och dosering av monokloramin. Linje 2 har därutöver ozonering innan GAC-filtreringen.

Norrvatten – Görvälnverket samt pilotanläggning

Görvälnverket använder råvatten från östra Mälaren, i Görvälnbassängen. Görväln ligger, sett till Mälarens storlek, nära utloppet av sjön och kan därmed påverkas av de flesta aktiviteter i sjön såsom båttrafik och algblomningar samt i tillrinningsområdet som inkluderar bl.a. avloppsreningsverk, dagvatten och jordbruk.

Råvattnet behandlas med konventionella reningsprocesser och inkluderar mikrofiltrering, kemisk fällning, snabbsandfilter, biologiska kolfilter med kort uppehållstid följt av desinfektion med UV och dosering av monokloramin. I flera pilotskaliga filter har även GAC-filtrering med olika kolsorter och uppehållstider studerats.

Tabell 2.4

(se nästa sida)

Deltagande VA-organisationers fullskaliga vattenverk (VV) och deras reningsprocesser.

Kommun/ VA-organisation	Vivab (Varberg)	Karlshamn Energi	Trollhättan Energi	Lessebo kommun	Karlskrona kommun	NOVF (Nyköping- Oxelösund)	Säffle kommun	Göteborg KoV	Norrvatten (Stockholm)	Pireva (Piteå)
Vattenverk	Kvarnagården VV	Långasjöns VV	Överby VV	Hovmantorps VV	Karlskrona VV	Högåsens VV	Åmåls VV	Lackarebäck och Alelyckans VV	Görvålverket	Degerångets VV
Råvatten (ytvatten)	Neden	Långasjön	Göta älv	Rottnen	Lyckebyån	Yngaren	Dalbosjön, Vänern	Göta älv /Delsjöarna	Görvål, Mälaren	Svensbyfjärden, Piteälven
Förbehandling (innan infiltration):										
Mikrosil					X	X				
Alkalisering					krita, lut, CO ₂					
Kemisk fällning				X	X					
Filtrering				Dynasand	Dynasand					
pH-justering, alkalisering					krita, lut, CO ₂					
Infiltration				Ja – ca 3 dagar	2 v. till >1 mån	Ca 1 mån				
Inblandning GV	X									
Andel ytvatten	Ca 80-85%			Majoritet ytvatten	Ca 60-70%	Ca 90%				
Reningsprocess:										
Mikrosil									X	X
Kemisk fällning		PACl	PACl				X	Al ₂ (SO ₄) ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃ (+kalk)
Annan dosering					Krita + KMnO ₄					
Sedimentering/ flotation		X	X				X	X	X	X
Snabbsandfilter	X	X	X	X	X		X	X	X	X
Långsamsandfilter			Ca 8 h							
GAC, aktiva					X		X	X		
GAC, biofilter		X							X	
Ultrafiltermembran	Med direkt-fällning							X		
pH-justering, alkalisering	Kalk, CO ₂	Kalk, CO ₂			NaOH	NaOH			Kalk	Kalk, CO ₂
UV-desinfektion	X	X	X	X	X		X	X	X	
Klordesinfektion			NaOCl			NaOCl	NaOCl	NaOCl + ClO ₂	NH ₂ Cl	ClO ₂

2.2.5 Provtagningar

De provtagningar som planerades inom projektet var kvartalsvis till månadsvis från september 2022 till augusti 2023 (Tabell 2.5 på nästa sida). Därutöver tilläts deltagare att inkludera data från tidigare mätningar som utförts under 2022. Provtagningar i kursiv stil för Norrvatten visar data som inkluderats i publikationen Lundqvist et al. 2024 men redovisas även här då jämförelser görs med denna data. Norrvatten provtog även både det fullskaliga Görvälnverket, samt en pilotanläggning med GAC-filter månadsvis t.o.m. december 2023 vilket redovisas i denna rapport. I de fall två provtagningar utfördes samma månad visas detta som $x + x$.

	2022											2023								
VA-organisation	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Provtagningspunkter	
Nyköping-Oxelösunds Vattenverksförbund							2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	Råvatten + utgående dricksvatten	
Vivab							2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	Råvatten + utgående dricksvatten	
Göteborg Kretslopp och Vatten							7		7		7		7		7		7		Råvatten + dricksvatten (Alelyckan och Lackarebäck vattenverk), inkommande + utgående Brudareverket	
Norrvatten	2	2	8				8		3	10	10		10	2	2	2+2	2		3+10	Fullskala: Råvatten, sandfiltrat, BAC-filtrat, dricks- vatten. Pilot: 4-6 st GAC-filer. Fortsatt provtagning sept-dec 2023.
Vätternvatten	2		2				2						2		2				Råvatten (2 djup) till blivande vattenverk	
Trollhättan Energi							2		2		2		2		2		2		Råvatten + utgående dricksvatten	
Uppsala Vatten							2	3	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	Utgående dricksvatten + dricksvatten från ledningsnätet	
Lerums kommun								1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Potentiellt nytt råvatten	
Pireva		4	4+4										4						Råvatten + utgående dricksvatten + 2 st pilotlinjer (dF/UF + ozon (ena linjen) + GAC + UV + NH ₂ Cl)	
Åmåls kommun							2		2		2		2		2		2		Råvatten + utgående dricksvatten	
Gästrik Vatten (Mon)							-	4	4		4		4		4		4		2 st grundvattenrör, 2 st grundvattenbrunnar	
Karlskrona kommun									2			2			2			2	Råvatten + utgående dricksvatten	
Lessebo kommun									2			2			2			2	Råvatten + utgående dricksvatten	
Gnesta kommun									1			1			1			1	Potentiellt nytt råvatten	
Karlshamn Energi		3				3			3			3			3			3	Råvatten + utgående dricksvatten + tilltänt reservvatten	

Tabell 2.5

Översikt för provtagningsmånader, analyser och antal prov inom AP2. Blå indikerar analys av ER-aktivitet, AR-aktivitet, anti-AR, oxidativ stress och AhR-aktivitet, grön visar analys med både "blåa" parametrar och genotoxicitet och rosa endast analys av genotoxicitet.

3 Resultat och diskussion

3.1 AP 1 – Mikrobiologiska risker

3.1.1 Mikrobiell tillväxt i ledningsnät – översiktliga resultat

Totalt analyserades 24 prover för TNC, VLP och ATP samt 130 prover för AOC. Dessutom studerades biofilmtillväxt på tre positioner i Vivabs ledningsnät (Tabell 2.2). Analyserna fördelades över 5 organisationer men urvalet för varje organisation varierade vilket visas översiktligt i Tabell 3.1. Medelvärdena för AOC-analyserna var relativt snarlika med några undantag. Men som visas senare i detta avsnitt så var inom-variationen ofta stor för varje provpunkt och analysresultat. Antal viruslika partiklar var 5–10 gånger högre än antalet bakterier vilket är ett ofta observerat spann. ATP per observerad cell (TNC) låg i storleksordningen 0,1–0,05 amol/cell vilket är ganska lågt och kan betyda att en andel, eller alla celler i systemen var små eller hade en låg metabolisk aktivitet.

De fem olika organisationerna beställde analyser av vatten från olika delar av deras vattenverk och ledningsnät. Råvatten, utgående dricksvatten, samt olika punkter i ledningsnätet och i vattenverken provtogs. Det innebär att jämförelser mellan olika vattenverks provpunkter inte kan göras då underlaget blir för litet. Med undantag för utgående vatten från alla 4 vattenverk samt Vätternvatten representerar övriga provpunkter enstaka jämförbara provpunkter.

Tabell 3.1

Medelvärden av samtliga analyser per organisation och provpunkt.

Organisation	Provpunkt	Analyser				
		VLP antal/ml	TNC Celler/ml	ATP amol/ml	AOC Tot µg C/l	Biofilm ATP 10 månader amol/cm
Kretslopp och vatten (Alelyckan)	Dekantat				13	
	Filtrat				15	
	Utgående				31	
Kretslopp och vatten (Lackarebäck)	Dekantat				<10	
	Filtrat				15	
	Utgående				28	
Kretslopp och vatten (Gråberget)	Reservoar				25	
Åmål vattenverk	Råvatten	17 100 000	3 170 000	119 000	40	
	Utgående	3 770 000	487 000	9600	38	
Trollhättan Energi	Utgående	2 650 000	275 000	7200	31	
	Ledningsnät	2 470 000	297 000	15 700	30	
Vivab	Råvatten				25	
	Utgående				29	1 300 000
	Ledningsnät (Höga)				24	710 000
	Ledningsnät (Tvååker)				22	150 000
Vätternvatten	Råvatten (yta)				57	
	Råvatten (djup)				44	

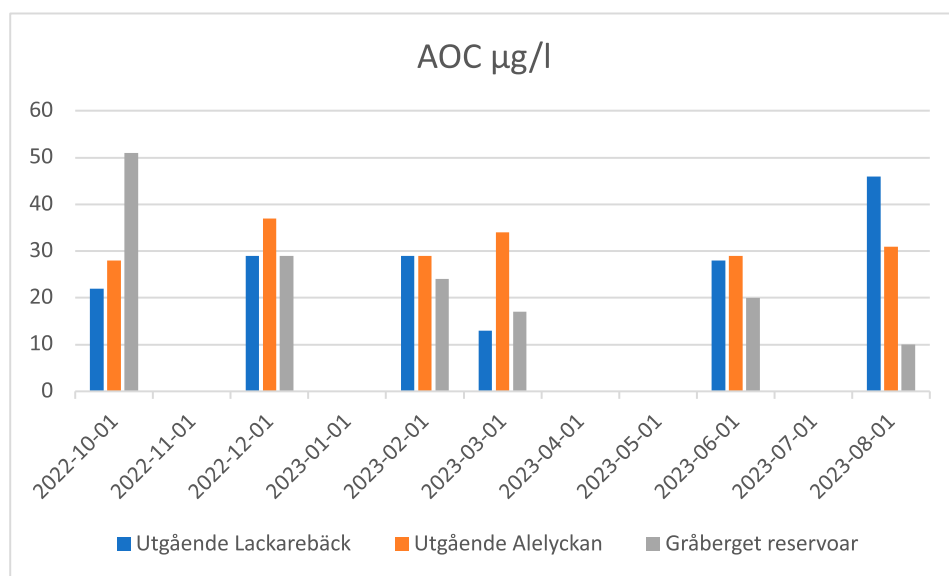
3.1.2 Resultat per deltagande organisation

Göteborg Kretslopp och Vatten (KoV)

Samtliga data visas i Tabell 3.2. Medelhalt AOC i dekantat och filtrat var låga för båda vattenverken men ökade betydligt i utgående vatten från båda vattenverken efter klorering (Tabell 3.1). Det kan bero på att klor och klordioxid oxiderar naturligt organiskt material till AOC. Totalt organiskt material varierade från som mest 6 mg/l i råvatten till något över 2 mg/l i utgående vatten, medelvärde för alla mätpunkter var 3,5 mg/l.

Totalt analyserades 42 AOC prover. Av dessa var halten AOC med P17 <5 µg C/l för 27 av proverna men bara 4 prover hade AOC med NOX <5 µg C/l (Tabell 3.2). Det kan tyda på att AOC i dessa vattenverk huvudsakligen består av karboxylsyror och oxalater. Den största delen produceras då i kontaktreservoarerna efter klor och klordioxidtillsatserna.

Utgående halter av AOC var cirka 30 µg C/l i medeltal (Tabell 3.1), men några mätpunkter över eller understeg detta medelvärde (Figur 3.1). Med undantag för mätningen 2022-10-01 var halterna av AOC lika med eller betydligt lägre i Gråbergets reservoar jämfört med utgående vatten. Gråbergets reservoar har i perioder haft problem med höga antal odlingsbara bakterier och långsamväxande bakterier, främst av *Herminiimonas aquatilis*, vilket kan ha orsakats av konsumtion och därtill kopplad tillväxt på det AOC som når reservoaren.



Figur 3.1

Totalhalter av AOC i utgående dricksvatten från Lackarebäck och Alelyckans vattenverk samt i Gråbergets reservoar.

Provnamn	Provdatum	AOC P17 (µg C/l)	SD	AOC NOX (µg C/l)	SD	AOC Tot (µg C/l)
Dekantat syd [A]	2022-10-10	<5	0,11	14	2,0	14
	2022-12-12	<5	0,14	10	2,9	10
	2023-02-08	<5	–	9	3,2	<10
	2023-03-29	<5	0,11	6	1,8	<10
	2023-05-31	<5	0,23	20	3,5	20
	2023-08-16	<5	0,14	12	5,21	12
Dricksvatten utgående [A]	2022-10-10	<5	0,6	28	5,3	28
	2022-12-12	17	9,6	20	4,2	37
	2023-02-08	7	2,3	22	6,0	29
	2023-03-29	28	17	6	2,2	34
	2023-05-31	5	5,2	24	7,6	29
	2023-08-16	<5	1,4	31	9,6	31
Filtrat [A]	2022-10-10	<5	0,55	9	1,23	9
	2022-12-12	<5	0,3	11	3,0	11
	2023-02-08	<5	–	17	3,3	17
	2023-03-29	<5	0,24	14	2,5	14
	2023-05-31	10	1,2	7	1,2	17
	2023-08-16	5	2,0	18	4,7	23
Gråberget reservoar [östra]	2022-10-10	29	4,7	22	9,4	51
	2022-12-13	10	4,8	19	5,3	29
	2023-02-08	13	5,1	11	2,7	24
	2023-03-29	17	3,9	<5	0,3	17
	2023-05-31	<5	0,6	20	6,0	20
	2023-08-16	<5		10		10
Dekantat [L]	2022-10-10	<5	–	6	1,6	6
	2022-12-12	<5	–	<5	0,6	<10
	2023-02-08	<5	–	<5	0,77	<10
	2023-03-29	<5	–	5	2,1	<10
	2023-05-31	<5	–	5	1,9	<10
	2023-08-16	<5	–	5	0,6	<10
Dricksvatten utgående [L]	2022-10-10	<5	0,23	22	3,3	22
	2022-12-12	11	5,6	18	4,8	29
	2023-02-08	13	2,3	16	6,0	29
	2023-03-29	<5	0,33	13	3,2	13
	2023-05-31	<5	–	28	6,8	28
	2023-08-16	<5	0,47	46	4,8	46
Filtrat [L]	2022-10-10	8	1,7	7	1,5	15
	2022-12-12	<5	0,14	13	3,0	13
	2023-02-08	<5	0,47	14	3,5	14
	2023-03-29	<5	–	20	4,8	20
	2023-05-31	10	1,5	6	1,9	16
	2023-08-16	<5	0,14	12	5,2	12

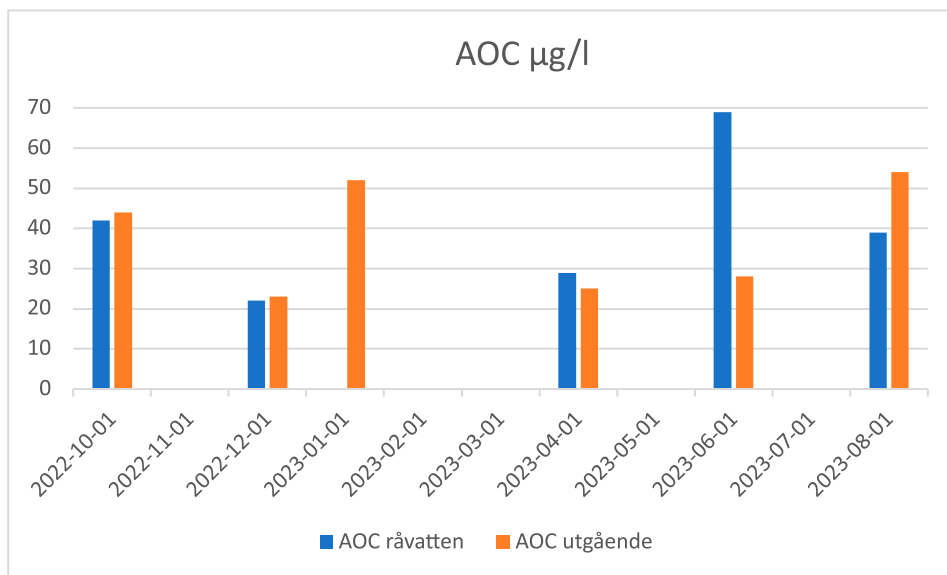
Tabell 3.2

Sammanställning av resultat för AOC-analyser åt Kretslopp och Vatten (KoV) Göteborg. A: Alelyckan; L: Lackarebäck. SD: Standardavvikelse n=8.

Åmåls vattenverk

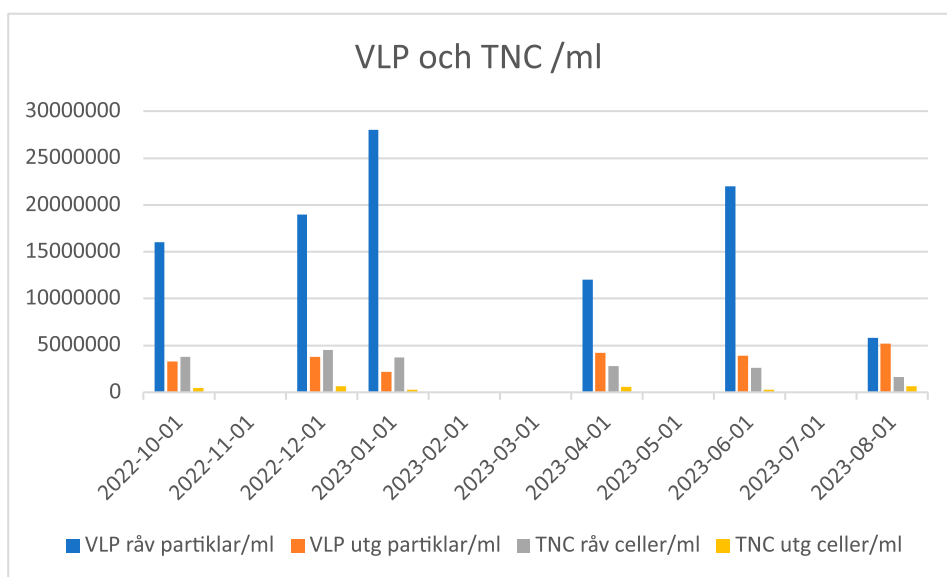
Samtliga data visas i Tabell 3.3. Halt AOC var jämförbar mellan råvatten och utgående vatten vid tre tillfällen samt dubbelt så hög för råvatten jämfört med utgående vatten vid ett tillfälle (Figur 3.4). Provfaskan med råvatten för AOC analys provtaget 2023-01-17 var tyvärr krossad i transporten. Medelhalterna var jämförbara (Tabell 3.1).

Analys av VLP, TNC och ATP visade på vattenverkets avskiljningsförmåga med sand- och kolfilter. Avskiljningsförmågan uttryckt som procent av medelvärdena i Tabell 3.1 blev VLP 81 %, TNC 85 %, ATP 92 % och AOC 12 % (Figur 3.3, Figur 3.4).



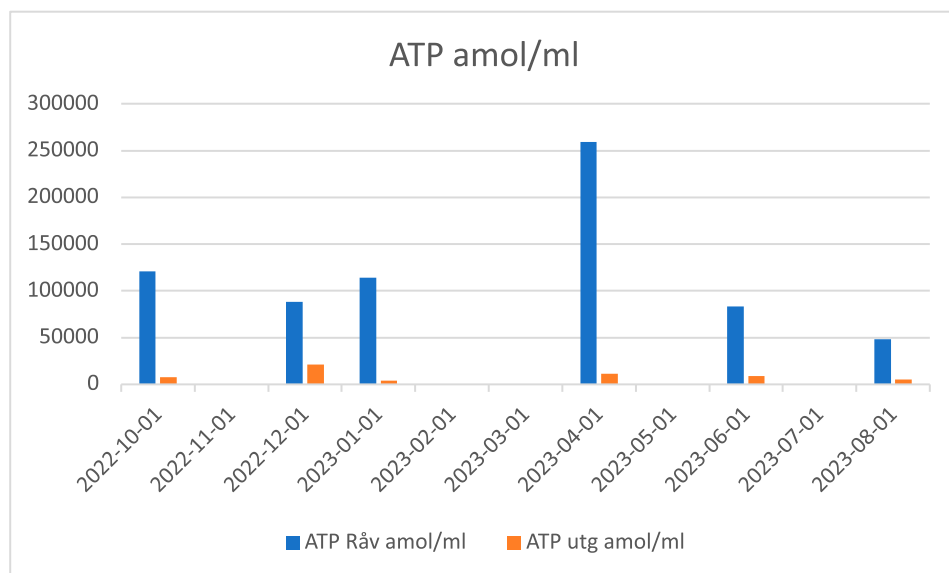
Figur 3.2

Totalhalter av AOC i vatten från Åmåls vattenverk.



Figur 3.3

Halter av VLP och TNC i vatten från Åmåls vattenverk.



Figur 3.4

Halter av ATP i vatten från Åmåls vattenverk.

Provtyp	Provtagningsdatum	VLP (partiklar/ml)	TNC (celler/ml)	AOC tot (µg C/l)	AOC P17 (µg C/l)	SD	AOC NOX (µg C/l)	SD	ATP (amol/ml)
Råvatten	2022-09-27	16 000 000	3 800 000	42	25	5,6	17	3,7	12 1000
	2022-12-12	19 000 000	4 500 000	22	9	3,9	13	3,9	88 000
	2023-01-17	28 000 000	3 700 000	-*	-		-		114 000
	2023-04-11	12 000 000	2 800 000	29	10	3,7	19	3,9	259 000
	2023-05-30	22 000 000	2 600 000	69	53	18	16	5,8	83 000
	2023-08-15	5 800 000	1 600 000	39	13	8,8	26	10	48 000
Utgående dricksvatten	2022-09-27	3 300 000	450 000	44	30	9,3	14	3,2	7 700
	2022-12-12	3 800 000	670 000	23	9	3,2	14	3,0	21 000
	2023-01-17	2 200 000	300 000	52	24	6,2	28	8,9	3 900
	2023-04-11	4 200 000	58 000	25	25	5,5	<5	1,7	11 000
	2023-05-30	3 900 000	25 000	28	28	4,5	<5	-	9 100
	2023-08-15	5 200 000	670 000	54	14	3,9	40	8,0	5 100

*Flaskan krossad i transport

Trollhättan Energi – Överby vattenverk

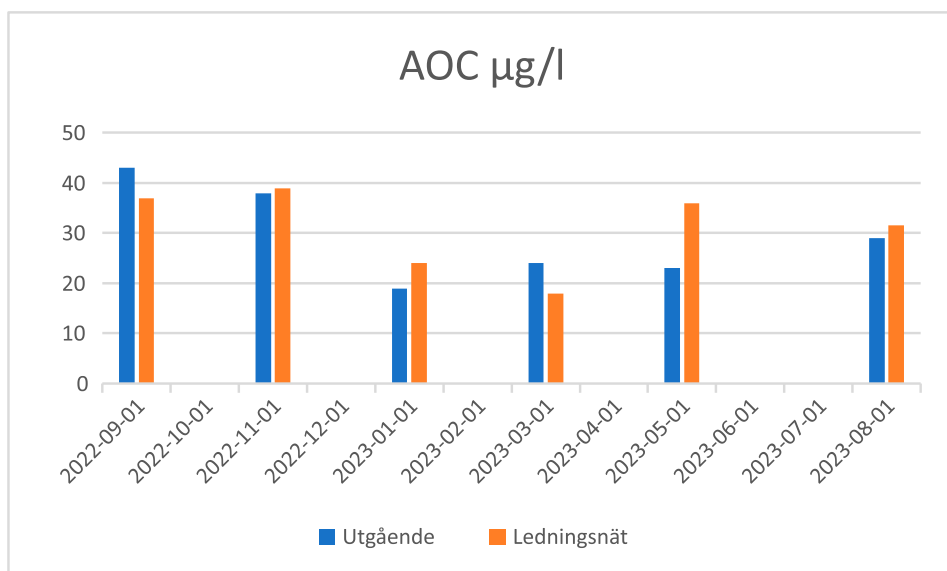
Samtliga data visas i Tabell 3.4. Halterna av AOC var jämförbara mellan provpunkterna och skillnaderna låg inom mätosäkerhetsintervallet på ca 20 % (Figur 3.5). Lägsta halterna observerades under vinterhalvåret. Mätningar av AOC med P17, utanför MiKe-projektet, utfördes 2020 och 2021 på råvatten samt på processvatten efter filtrering. Medelvärdet för processvattnet var 6 µgC/l varav 3 mätningar var <5 µgC/l (n=4) och för råvatten var medelvärdet 44 µgC/l (n= 7, standardavvikelse = 30 µgC/l).

Samma jämförbara trend observerades för VLP med undantag för två mätningar under vinterhalvåret då stora skillnader uppmättes (Figur 3.6).

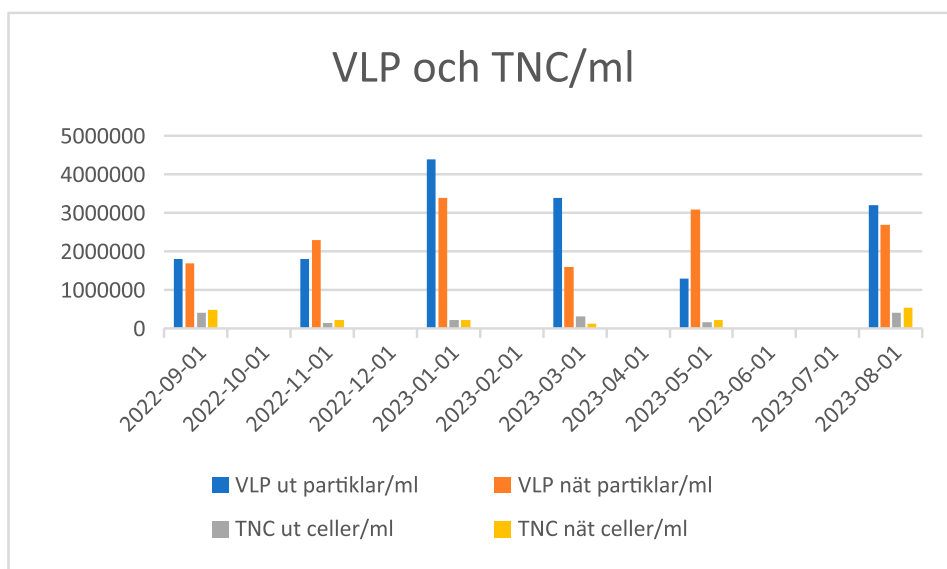
Mätningar av ATP visade på en ökning i halt från vattenverk till Lindveden vilket tyder på en tillväxt av mikroorganismer i nätet (Figur 3.7). Data på TNC visade också på en ökning av antal celler från vattenverk till Lindveden. Vattenverkets mätningar på odlingsbara bakterier och långsamväxande bakterier var genomgående under, eller nära, detektionsgränserna. Bakterietillväxten var således inte mätbar medelst odling genom ingjutning enligt ISO 6222.

Tabell 3.3

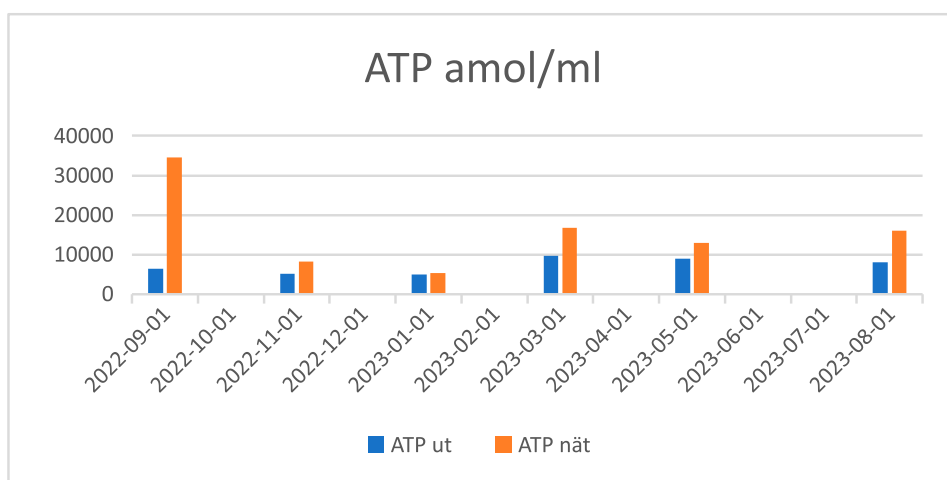
Sammanställning av resultat för VLP-, TNC-, ATP- och AOC-analyser utförda på vattenprov från Åmåls vattenverk. SD = standardavvikelse n=8.



Figur 3.5
Totalhalter av AOC i vatten från Överby vattenverk.



Figur 3.6
Antal VLP och TNC i vatten från Överby vattenverk.



Figur 3.7
Halter av ATP i vatten från Överby vattenverk.

Provtyp	Provtagnings-datum	VLP (partiklar/ml)	TNC (celler/ml)	AOC Tot (µg C/l)	AOC P17 (µg C/l)	SD	AOC NOX (µg C/l)	SD	ATP (amol/ml)
Ledningsnät	2022-09-27	1 800 000	410 000	37	26	5,2	11	3,6	6 490
	2022-11-22	1 800 000	140 000	39	22	6,5	17	3,5	5 170
	2023-01-24	4 400 000	220 000	24	7	2,7	17	4,7	5 000
	2023-03-28	3 400 000	320 000	18	18	3,7	<5	0,19	9 600
	2023-05-30	1 300 000	160 000	36	24	6,7	12	3,3	9 000
	2023-08-15	3 200 000	400 000	29	<5	0,6	29	7,9	8 000
Utgående dricksvatten	2022-09-27	1 700 000	480 000	43	32	2,4	11	3,2	34 600
	2022-11-22	2 300 000	220 000	38	21	5,4	16	2,7	8 300
	2023-01-24	3 400 000	210 000	19	5	1,9	14	2,5	5 400
	2023-03-28	1 600 000	120 000	24	24	6,7	<5	0,7	16 700
	2023-05-30	3 100 000	210 000	23	23	6,4	<5	0,03	13 000
	2023-08-15	2 700 000	540 000	32	<5	0,3	32	7,9	16 000

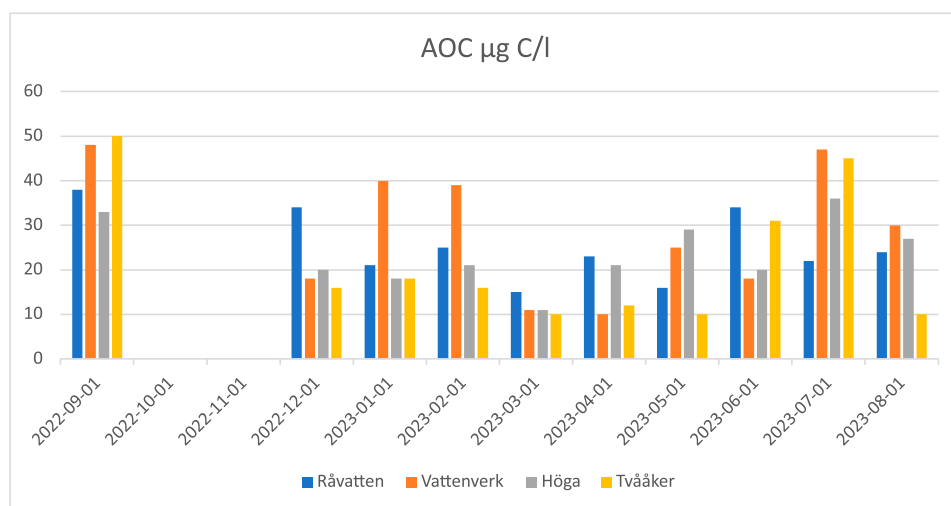
Vivab - Kvarnagårdens vattenverk

AOC

Samtliga data på AOC visas i Tabell 3.5. Det finns en trend där råvatten och utgående vatten har högst AOC, följt av Höga och Tvååker (Figur 3.8). Tabell 3.1 bekräftar denna observation där råvatten och utgående vatten har liknande medelvärden följt av Höga och lägst hos Tvååker. Ett år är lite för kort för en säkerställd bedömning av årsvariationer, men om medelvärdena för varje datum i provserien granskas syns en tendens liknande den för alla värden, där halterna är lägst i mars och sedan ökande fram mot augusti (Figur 3.9).

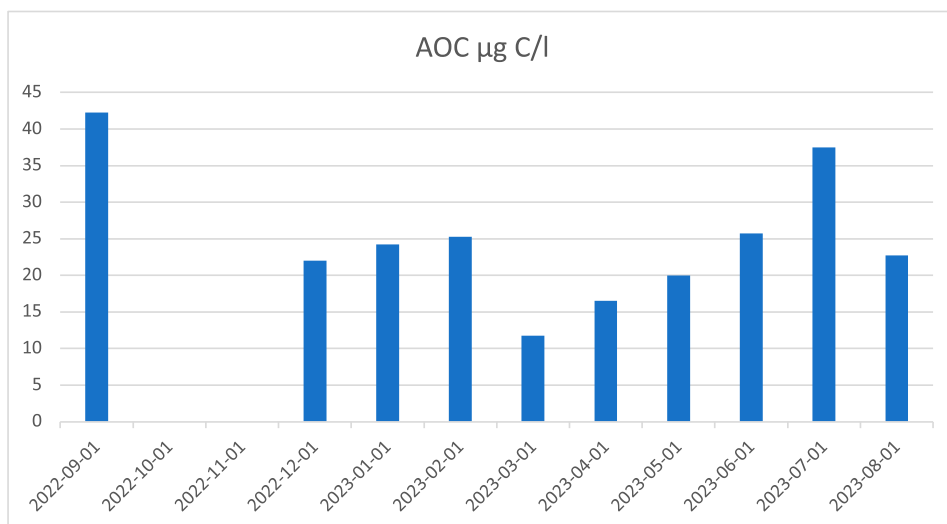
Tabell 3.4

Sammanställning av resultat för VLP-, TNC-, ATP- och AOC-analyser utförda på vattenprov från Trollhättans vattenverk. SD= Standardavvikelse, n=8.



Figur 3.8

Halter av AOC i råvatten, vattenverk utgående, Höga och Tvååker från Kvarnagårdens vattenverk.



Figur 3.9

Medelvärden på AOC-analyser per datum för råvatten, vattenverk utgående, och ledningsnät Høga och Tvååker (Vivab).

Analysen av AOC utnyttjar förmågan hos P17 och NOX att assimilera organiskt kol. Dessa har delvis kompletterande egenskaper vad gäller vilka organiska föreningar de kan utnyttja. Vid test av bakterierna var för sig, och ihop enligt analysen på utgående vatten från vattenverket och vatten från ledningsnät Høga stod respektive stam för runt hälften av uppmätt AOC (Tabell 3.6). Summan av assimilerat AOC för respektive stam var i samma storleksordning, 59 µg C/l som för analysen med båda stammarna, 66/67 µg C/l. När båda stammarna användes bidrog P17 till mer uppmätt AOC än vad som uppmättes bara med den stammen. P17 växer fortare än NOX och det är därför tänkbart att P17 framgångsrikt konkurrerade med NOX om tillgängligt AOC.

Tabell 3.5

Sammanställning av resultat för AOC-analyser utförda på vattenprov från Vivab. SD= standardavvikelse, n=8.

Provplats	Datum	AOC Tot (µg C/l)	AOC P17 (µg C/l)	SD	AOC NOX (µg C/l)	SD
Råvatten	2022-09-27	38	24	5,0	14	2,8
	2022-12-13	34	25	6,6	9	0,4
	2023-01-24	21	<5	2,1	21	4,0
	2023-02-21	25	7	2,5	18	4,8
	2023-03-28	15	<5	0,88	15	2,1
	2023-04-25	23	6	2,7	17	3,4
	2023-05-30	16	<5	1,4	16	1,5
	2023-06-27	34	5	2,3	29	12
	2023-07-25	22	<5	0,3	22	3,4
	2023-08-29	24	5	1,5	19	3,7
Utgående dricksvatten	2022-09-27	48	33	3,3	15	2,5
	2022-12-13	18	6	2,6	12	2,6
	2023-01-24	40	15	3,5	25	4,0
	2023-02-21	39	21	5,4	18	3,4
	2023-03-28	11	5	2,0	6	1,9
	2023-04-25	10	<5	0,8	10	2,9
	2023-05-30	25	8	2,4	17	3,7
	2023-06-27	18	12	7,2	6	4,1
	2023-07-25	47	17	7,6	30	10
	2023-08-29	30	12	2,3	18	3,1
Ledningsnät Höga	2022-09-27	33	25	4,5	8	0,7
	2022-12-13	20	7	2,8	13	4,8
	2023-01-24	18	8	1,3	10	1,6
	2023-02-21	21	10	3,1	11	2,8
	2023-03-28	<10	6	1,1	<5	1,4
	2023-04-25	21	9	2,6	12	3,1
	2023-05-30	29	15	8,7	14	3,7
	2023-06-27	20	20	19	<5	0,9
	2023-07-25	36	13	1,2	23	4,8
	2023-08-29	27	9	4,2	18	3,0
Ledningsnät Tvååker	2022-09-27	50	33	3,8	17	3,6
	2022-12-13	16	6	1,7	10	3,0
	2023-01-24	18	10	2,2	8	0,8
	2023-02-21	16	11	3,3	5	1,7
	2023-03-28	<10	7	2,2	<5	0,8
	2023-04-25	12	12	3,3	<5	0,1
	2023-05-30	<10	7	1,2	<5	2,0
	2023-06-27	31	9	2,1	22	13,5
	2023-07-25	45	19	4,6	26	5,4
	2023-08-29	<10	<5	0,1	8	2,1

Provplats	Stam	AOC Tot ($\mu\text{g C/l}$)	AOC P17 ($\mu\text{g C/l}$)	AOC NOX ($\mu\text{g C/l}$)
Utgående vattenverk	NOX	33	–	33
	P17	26	26	–
	P17 + NOX	66	46	20
Ledningsnät Höga	NOX	23	–	23
	P17	36	36	–
	P17 + NOX	67	53	14

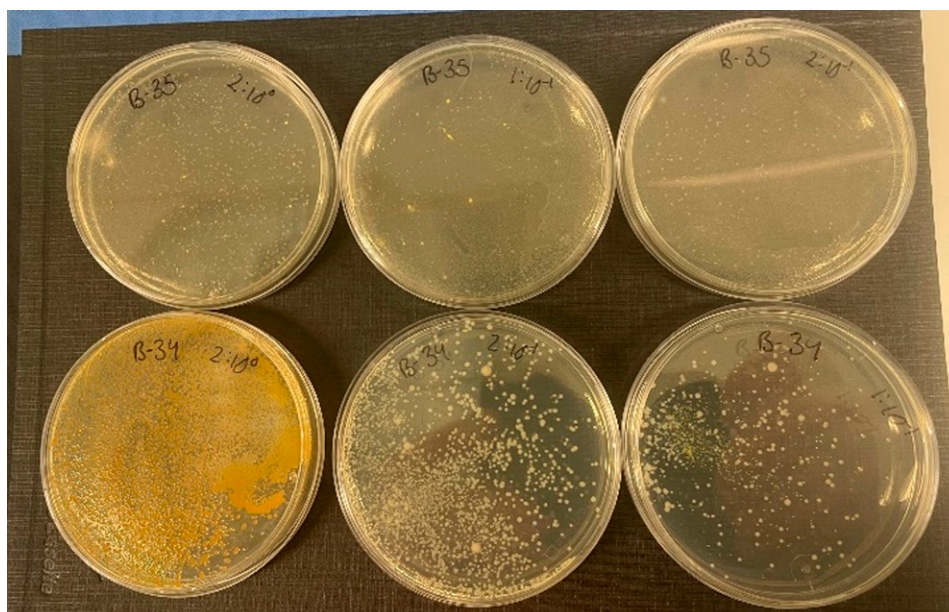
Tabell 3.6

Analys av bidraget från respektive stam P17 och NOX till AOC-resultat jämfört med halt AOC med båda stammarna på vatten provtaget på två positioner 2023-11-21.

Biofilmer

Odlingsbara mikroorganismer

Analys av odlingsbara bakterier på biofilm från Tvååker gjordes för att bedöma biofilmers bidrag till halt odlingsbara bakterier. Med undantag för 1 koloni per cm^2 i Tvååker påvisades inga odlingsbara eller långsamväxande bakterier i biofilmerna; $<1 \text{ cfu/cm}^2$ vid provtagningstillfället. Detta resultat överensstämmer med Vivabs mätningar som genomgående visar på $<1 \text{ cfu/ml}$. Vid nästa provtagningstillfälle testades därför att sprida ut prov från biofilmer på TSA medium och då observerades stor tillväxt på agarplattorna (Figur 3.10). Det blev tydligt att bakterierna i biofilmerna inte klarade ingjutning enligt ISO 6222 som exponerar bakterierna kortvarigt för drygt 40°C . Rackling exponerar bakterierna för bara 20°C vilket var en acceptabel temperatur för bakterierna i biofilmen. Resultaten är kvalitativa då syftet var att avgöra om bakterierna i biofilmerna var odlingsbara genom rackling eftersom standardmetoden för odlingsbara bakterier i dricksvatten gav negativt resultat.



Figur 3.10

Odling genom rackling av prov från biofilmer, två ytor, vid provtagning två i Tvååker, spädserie i 10 intervall från vänster till höger.

Ljuskopiering

Ljuskopiering visade genomgående en "mogen" biofilm i utgående vatten från Kvarnagårdens vattenverk, en biofilm under uppväxt i Höga medan Tvååkers ytor var ganska rena från bakterier. Vi observerade protozoer i relativt stora antal i Kvarnagårdens biofilmer och de förekom även i Höga.

PVC

Tvååker hade mycket låg tillväxt av biofilm på glas och samma gällde för PVC. Det blev svårt att avgöra någon statistiskt säkerställd skillnad mellan glas och PVC på grund av

den sparsamma förekomsten av bakterier på båda ytmaterialet. Det är troligt att ATP-analys lämpar sig bättre för kvantifiering av biomassa på plasttytor då vi ofta får problem med bakgrundsfluorescens på plaster.

Epi-fluorescensmikroskopering

Antalsbestämningen genom mikroskopering bekräftar resultaten från ljusmikroskopering och data korrelerar med resultaten från ATP-analyserna (Tabell 3.7).

Antalsbestämningar och ATP-analyser

Efterhand som biofilmerna växte till blev det svårt att räkna antalet i mikroskop, särskilt vid provtillfälle 3. Vi tillämpade i stället ATP-analys. En approximation från provtillfälle 1 ger cirka 0,1 amol ATP per räknad cell. Denna faktor användes för att uppskatta antal celler vid provtillfälle 3, dessa värden är angivna inom parenteser (Tabell 3.7). ATP-analysen bekräftar att biofilmernas mikroorganismer var vid liv och aktiva (Eydal & Pedersen 2007). Det bör noteras att tillväxt av biofilmerna, främst i utgående vatten, var snabb trots den ganska låga temperaturen.

Ett bra sätt att bedöma tillväxthastighet är att beräkna generationstiden, hur lång tid tar det för biofilmen att fördubbla sitt antal av celler (se Figur 1.3). Figur 3.11 visar att tillväxthastigheten avtog efter 150 dagar för alla tre biofilmer och att biofilmen i utgående vatten slutat tillväxa nästan helt, generationstiden för den biofilmen närmade sig 1 år. Däremot ser Höga och Tvååker ut att fortsätta tillväxa med en generationstid på cirka 3 månader, dessa två biofilmer hade inte uppnått ett biologiskt steady state (biostabilitet) efter 300 dagar. Det beror sannolikt på att tillförseln av AOC begränsar deras tillväxt.

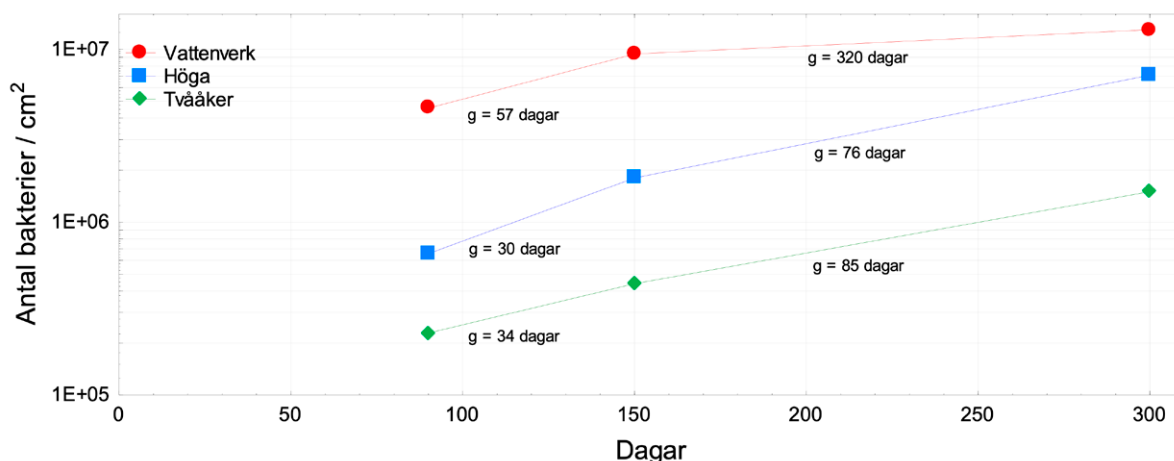
Analys	Utgående dricksvatten	Ledningsnät Höga	Ledningsnät Tvååker
Provtillfälle 1, vattentemperatur °C	5,6	5,8	7
Antalsbestämning (celler/cm ²)	4,56×10 ⁶	0,656×10 ⁶	0,228×10 ⁶
ATP (amol/cm ²)	4,10×10 ⁵	0,976×10 ⁵	0,021×10 ⁵
Provtillfälle 2, vattentemperatur °C	5,4	4,7	5,6
Antalsbestämning (celler/cm ²)	9,4×10 ⁶	1,8×10 ⁶	0,44×10 ⁶
ATP (amol/cm ²)	Ej utfört	Ej utfört	Ej utfört
Provtillfälle 3, vattentemperatur °C	8,2	10,7	12,6
Antalsbestämning (celler/cm ²)	(13×10 ⁶)	(7,1×10 ⁶)	(1,5×10 ⁶)
ATP (amol/cm ²)	13×10 ⁵	7,1×10 ⁵	1,5×10 ⁵

Tabell 3.7

Resultat från antalsbestämning och ATP-analys i biofilmer. Antal inom parenteser är beräknade från ATP-data provtillfälle 1.

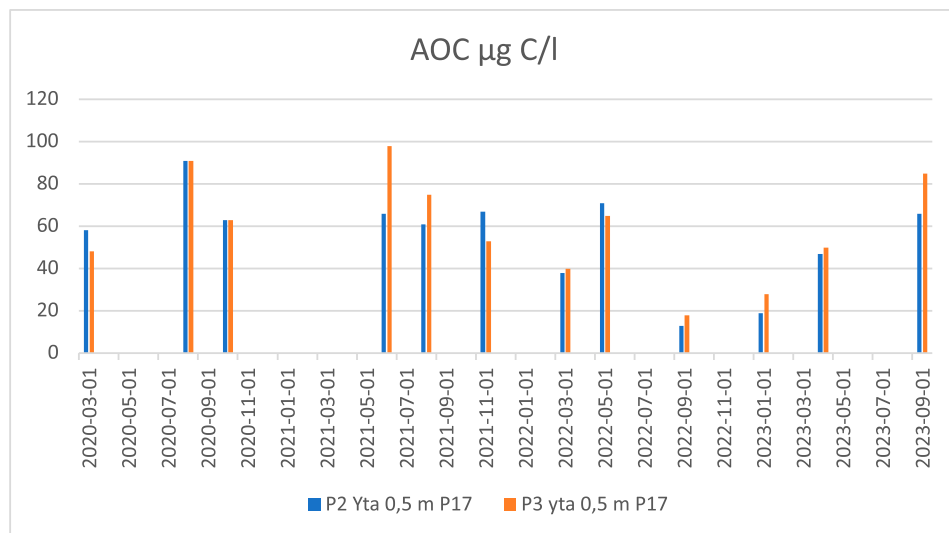
Figur 3.11

Tillväxtkurvor för biofilmerna, data från Tabell 3.7.
g = generationstid (fördubblingstid).



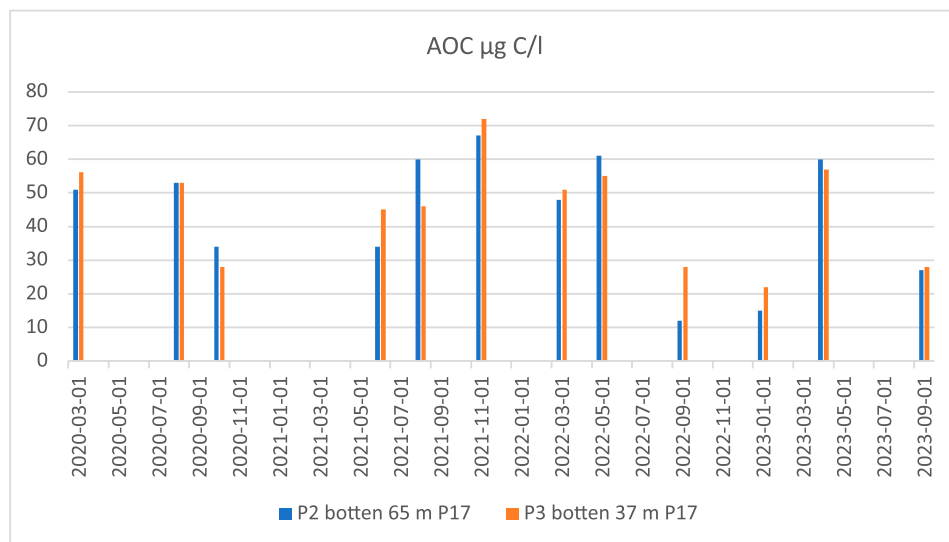
Vätternvatten

Vätternvatten har analyserats enbart med P17. Samtliga data återfinns i Tabell 3.8. Medelvärde för ytvatten var högre, 57 µg C/l jämfört med bottenvattnet, 44 µg C/l. Genomgående var temperaturerna i bottenvattnet lägre, eller ungefär lika med temperaturerna i ytvattenproverna. Reproducerbarheten mellan proverna från yta respektive botten är hög och visar på snarlika värden vid de flesta provtagningstillfällena (Figur 3.12 och Figur 3.13).



Figur 3.12

Halter av AOC för P17 i ytvatten från Vättern.



Figur 3.13

Halter av AOC för P17 i bottenvattnet från Vättern.

Datum	P2 Yta 0,5 m AOC (µg C/l)	P3 yta 0,5 m AOC (µg C/l)	P2 botten 65 m AOC (µg C/l)	P3 botten 37 m AOC (µg C/l)
2020-03-02	58	48	51	56
2020-08-04	91	91	53	53
2020-10-06	63	63	34	28
2021-06-01	66	98	34	45
2021-08-30	61	75	60	46
2021-11-08	67	53	67	72
2022-03-22	38	40	48	51
2022-05-16	71	65	61	55
2022-09-19	13	18	12	28
2023-01-17	19	28	15	22
2023-04-17	47	50	60	57
2023-09-12	66	85	27	28

Tabell 3.8

Sammanställning av resultat för AOC-analyser för P17 utförda på vattenprov från Vättern (AOC µg C/l).

3.1.3 Diskussion om metodernas resultat och uttolkning

Inledningsvis påpekades att antalet deltagande vattenverk var 4 stycken, alla med varierande önskemål om analyser, olika tillverkningsprocesser för dricksvattnet samt olika utvalda provpunkter. En femte deltagande organisation analyserade en kommande råvattentäkt, Vättern. Tolkningar av resultaten blir därför med nödvändighet som bäst indikationer på vad som generellt pågår i vattenverk och ledningsnät. AP1-studien bör därför betraktas som en pilotstudie som tagit fram metoder och resultat vilka visar vad som kan vara viktigt att fokusera på framöver.

AP1 har använt 5 olika metoder, som i olika antal fördelats på totalt 5 deltagare (Tabell 2.2). Varje metod ger svar på en egen, mikrobiologisk frågeställning som diskuteras härnäst.

AOC

Halter av totalt organiskt kol i de analyserade vattnen har varierat mellan 2–6 mg/l. Men bara en bråkdel av detta organiska kol utnyttjas av bakterier och den mängden mäts genom analys av AOC. Halten AOC kan vara hög, >40 µg C/l i råvatten. Data från Göteborg tyder på att reningstegen i detta vattenverk reducerade AOC-halten till nära eller under detektionsgränserna för främst P17 men också ofta för NOX (5 µg C/l). Exakt vad som minskar AOC i vattenverk kan inte avgöras baserat på data i denna rapport då underlaget på AOC-halter efter olika steg är litet eller saknas helt. Men utgående vatten från vattenverken hade, jämfört med råvatten, ofta en betydligt högre halt AOC som troligtvis orsakats av det oxiderande kloreringssteget (Huang et al. 2020; Liu et al. 2015) och troligtvis också till viss del av UV på Alelyckan, i Trollhättan och i Varberg.

Mätningar på två positioner hos Vivab visade att bakterierna P17 och NOX kompletterar varandra och ser ut att ha assimilerat olika föreningar i vattenproverna (Tabell 3.6). Micans började analys av AOC med att bara testa med P17 då litteraturen indikerade att NOX huvudsakligen bidrog till AOC i ozonerade vatten och vatten som utsatts för hög UV-effekt. I AP1 har vi genomgående, förutom för Vätternvatten, analyserat AOC med båda bakterierna. Troligtvis skulle AOC-halten bli högre om båda bakterierna användes, men det är inte självklart då NOX är mer specialiserad på ämnen som skapas i vattenverk från desinfektionsinsatser. Om Vivabs data i Tabell 3.6 är allmängiltiga bör det innebära att analys av AOC får en bättre täckning på vad som är assimilerbart genom att använda både P17 och NOX, jämfört med att bara använda P17. Det blev extra tydligt i Göteborg där NOX gav värden över detektion på 25 av de totalt 27 analyser där P17 låg under detektionsgränsen.

Den enda långsiktiga och betydande tillförseln av AOC till ett ledningsnät kommer med utgående vatten från vattenverken. Detta AOC möjliggör efterväxt av mikroorganismer i biofilmer, bakteriofager (virus), bakterier och protozoer samt möjligen också svamp (mögel och jäst). I de fall ett dricksvatten har lång uppehållstid, t.ex. i en reservoar, kan mätbar tillväxt också antas ske i vattnet i reservoaren om det finns tillräckligt med AOC.

VLP, TNC och ATP

Viruslika partiklar (VLP) kan huvudsakligen antas komma från bakterier. Det är vanligt att observera 10–15 gånger högre antal VLP jämfört med totalantalet bakterier (TNC). Så var också fallet i Åmål (Tabell 3.3) och Trollhättan (Tabell 3.4). Det beror på att bakterier är mycket utsatta för virusangrepp där en enda bakterie kan ge upphov till flera hundra VLP när de spricker upp som en följd av infektionen (Eydal et al. 2009). En fullgjord virusinfektion i en bakterie kräver att bakterien är aktiv och i tillväxt eftersom bakterien först måste tillverka alla viruskomponenterna innan de sätts ihop. En hög andel VLP per TNC tyder med andra ord på att bakterierna i populationen är aktiva och metaboliserar, bland annat AOC. Utan aktiva bakterier bildas inga, eller mycket få, VLP i ett naturligt ekosystem.

Precis som halt VLP indikerar ett aktivt mikrobiellt ekosystem gör även ATP det. ATP är den huvudsakliga energibärande molekylen i alla levande celler. Halt ATP är förhållandevis konstant per given biovolym. En stor bakterie har mer ATP i sin cell än en liten bakterie. Likaså har en vilande, inaktiv bakterie, mindre ATP än en aktiv bakterie. ATP är därför en utmärkt markör för total volym aktiva mikroorganismer och kan användas för att bedöma antal bakterier om metoden kombineras med cellräkning (TNC). I Trollhättan korrelerade en ökning i TNC med en ökning i ATP på ledningsnätet jämfört med utgående vatten. Det indikerade tillväxt. Antingen i dricksvattnet eller i biofilmer som samtidigt avger mikroorganismer till vattnet.

Biofilmer och AOC

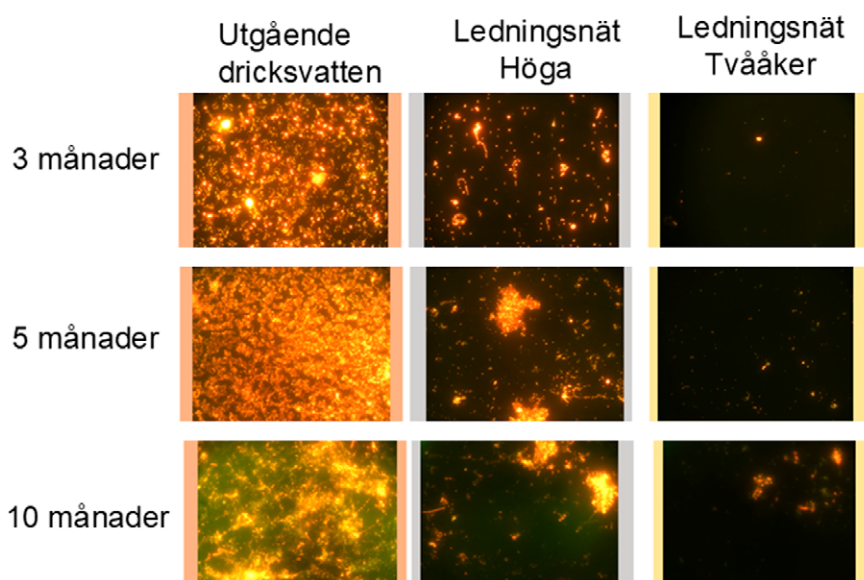
Biofilmstudien hos Vivab gav intressanta resultat. Det blev uppenbart att tillväxtpotentialen var högst i utgående vatten för att sedan vara lägre på de två positionerna ute på nätet (Figur 3.11). Denna observation korrelerar med AOC-halterna vilket visas i Figur 3.14 och Figur 3.15). Inledningsvis konstaterades att även om medeltalen av AOC var tämligen jämförbara mellan alla provpunkter, undantaget Vätternvatten som låg högre, så var inom-variationen i många fall stor. Medelvärde för Tvååker var jämförbart med övriga tre provpunkter (Tabell 3.1). Men det var bara vid två tillfällen som värdena var höga i Tvååker. Ett rimligt antagande är att biofilmerna utnyttjar AOC genom att först ta upp snabbt assimilerbart AOC och lämna AOC som kan vara lite eller mycket svårare att assimilera till biofilmer nedströms. Det kan åtminstone vara en av flera förklaringar till den lägre tillväxt av biofilmer som observerades i Höga och framför allt i Tvååker. I sju mätningar av totalt 10 var AOC lägst i Tvååker vilket bör betyda att biofilmerna i Tvååker erhöll betydligt mindre AOC över de 10 månader biofilmförsöket pågick vilket korrelerar med den långsamma tillväxten jämfört med utgående dricksvatten och ledningsnät Höga (Figur 3.14). En annan intressant observation är att halt AOC var högre i utgående vatten jämfört med råvatten vilket framgår både av Figur 3.8 och Figur 3.15. Det kan tyda på att UV-behandlingen av råvatten har producerat AOC. Dessa två provpunkter ligger nära varandra borde därför vara jämförbara om inget påverkat halten i utgående vatten.

Inledningsvis (avsnitt 1.3.1) konstaterades att biostabilitet kan antas ha infallit när tillväxten i en biofilm nått steady state, d.v.s. den varken ökar eller minskar i mängd biomassa. Biofilmstudien hos Vivab visar att det kan ta lång tid innan ett biologiskt steady state uppnås, och mängd mikroorganismer i steady state kommer högst sannolikt vara olika på olika platser i ett ledningsnätverk.

Biofilmer och Legionella

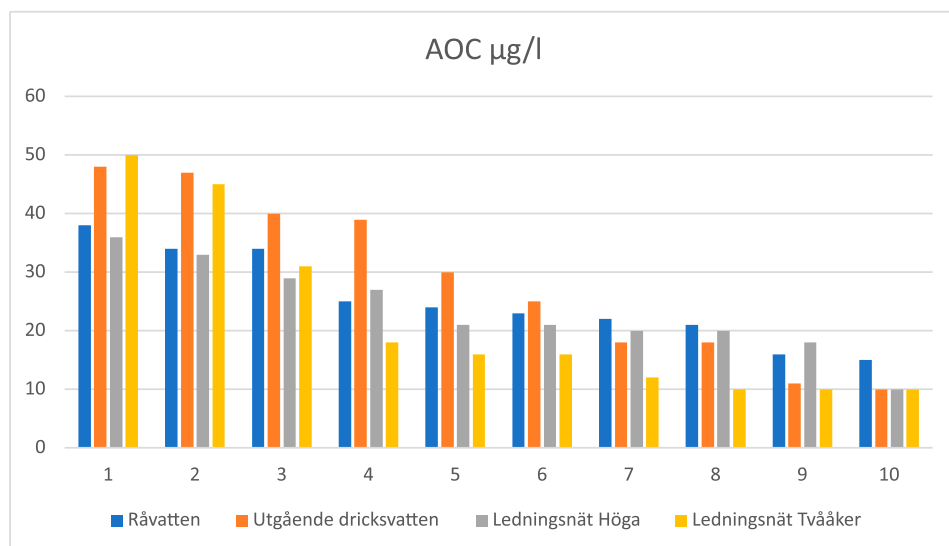
Legionärssjukan är i dag den dödligaste vattenburna sjukdom vi har i Sverige och Europa. EU:s nya dricksvattendirektiv lyfter därför fram risker med Legionella. Enligt en lagrådsremiss den 14 september 2023 har regeringen (Landsbygds- och infrastrukturdepartementet) beslutat inhämta Lagrådets yttrande över förslag till:

- lag om ändring i miljöbalken
- lag om ändring i livsmedelslagen (2006:804)
- lag om ändring i plan- och bygglagen (2010:900).



Figur 3.14

Sammanställning av biofilmstillväxt i bild för de tre måttillfällena. Data på antal bakterier/cm² återfinns i Tabell 3.7.



Figur 3.15

Samtliga mätvärden på AOC i Vivabs dataset har rangordnats per provpunkt, från högsta till lägsta uppmätta värde per provpunkt. Notera att värden på exakt 10 µg AOC/l i diagrammet kan vara ännu lägre då dessa prover hade värden <10.

Regeringen beslutade att "Genomförande av EU:s nya dricksvattendirektiv" ska gälla från och med 1 mars 2024. Kraven på fastighetsägare och verksamhetsutövare ökar bland annat med avseende på att skydda kvalitén på dricksvatten vilket kan innebära krav på riskbedömning gällande av förekomst/frånvaro av Legionella i ledningssystem och andra installationer för dricksvatten. Ordet Legionella förekommer 37 gånger i propositionen.

Sjukdomsframkallande *Legionella* förökar sig i protozoer, främst amöbor. Amöbor lever i biofilmer och livnär sig framför allt på bakterier. Tillväxt av biofilmer beror huvudsakligen på tillgång på AOC vilket tydligt framkom i biofilmstudien hos Vivab. Det är därför rimligt att anta att halt AOC i utgående vatten kan kopplas till risker för tillväxt av *Legionella* i biofilmer, ju högre halt desto större risk. Även om fastighetsägare och verksamhetsutövare följer Boverkets regel om hur tappvattensystem ska utformas finns alltid risk för biofilmtillväxt där temperaturen understiger 45–50 °C, till exempel i duschar och andra tappställen där tappvarmvatten svalnar och tappkallvatten värms upp mellan tappningar. Det saknas i dag utredningar som belägger eller avfärdar en korrelation mellan tillväxt av *Legionella* i tappvattensystem och halt AOC.

AP1 har påvisat att vattenverk (Göteborg) effektivt kan avskilja AOC men också skapa AOC från naturligt organiskt material genom desinfektion med oxidationsmedel, UV och ozon. Med andra ord så bör det vara möjligt att reducera halt AOC i utgående vatten genom lämpliga åtgärder som dock kan vara svåra att genomföra av tekniska och ekonomiska skäl.

3.2 AP 2 – Kemiska risker

Resultaten från screening med effektbaserad analys av rå- och dricksvatten redovisas först översiktligt och därefter enskilt för varje parameter vilket följs av resultat från de mer specifika frågeställningarna om kontaminering på ledningsnät och utvärdering av pilotförsök.

Kartläggning av toxiska effekter i rå- och dricksvatten – översiktliga resultat

Totalt analyserades oxidativ stress, AhR-, ER-, anti-AR- och AR-aktivitet i 106 ytvattenprov från 17 olika sjöar eller vattendrag samt 24 grundvattenprov från två grundvattenrör och två grundvattenbrunnar i det grundvattenmagasin som Gästrike Vatten för närvarande undersöker för framtida produktion av dricksvatten i Mon (Tabell 3.9). Av ytvattenproverna härstammade 67 prover från 11 dricksvattenverk och de resterande 39 proverna från reservvatten (Mörrumsån), ytvatten som undersöks för framtida dricksvattenproduktion (Klämmingen, Mjörn och Vättern) eller Göta älv (Lärjeholm) som sedan blandas i Delsjöarna innan det tas in som råvatten till Alelyckans och Lackarebäcks vattenverk i Göteborg. Genotoxicitet analyserades i 46 råvattenprov från 9 olika ytvatten men inte i grundvattenproverna.

Dricksvatten analyserades från de 11 ytvattenverken, totalt 67 prov, samt 8 prov från ett grundvattenverk, Björklunge Vattenverk (Tabell 3.9). I Björklunge analyserades inga råvattenprover då fokus var att undersöka om eventuell urlakning av polyaromatiska kolväten (PAH:er) ur gjutjärnsledningar med invändigt korrosionsskydd av bitumen eller stenkolkstjära ger upphov till några mätbara toxiska effekter.

Råvatten	Antal prov	AhR-aktivitet	Oxidativ stress	ER-aktivitet	AR-aktivitet	Anti-AR	Genotoxicitet	
							Antal prov	Andel aktiva prov
Ytvatten	106	79 %	17 %	45 %	5 %	8 %	46	33 %
Grundvatten	24	21 %	0 %	17 %	0 %	0 %	0	–
Dricksvatten								
Ytvatten	67	70 %	16 %	19 %	1,5 %	4 %	31	13 %
Grundvatten	8	13 %	0 %	0 %	13 %	0 %	8	0 %

Uppmätta effekter i råvatten

Eftersom bara enstaka grundvatten har provtagits (vilket är en konsekvens av vilka som valde att gå med i projektet) kan inga generella slutsatser dras från dessa mätningar utan endast platsspecifika. I det orenade grundvattnet från Mon uppmättes AhR-aktivitet vid en provtagning i båda brunnar och grundvattenrör (maj 2023) och ER-aktivitet i samtliga provpunkter vid den första provtagningen i oktober 2022.

I ytvattenproverna var AhR-aktivitet den vanligast uppmätta effekten som detekterades i nästan 80 % av proverna, följt av ER-aktivitet som uppmättes i 45 % av proverna (Tabell 3.9). Detta stämmer väl överens med detektionsfrekvensen för dessa parametrar i referensdata. Samtliga analyserade ytvatten uppvisade AhR- eller ER-aktivitet vid minst ett av provtagningstillfällena förutom råvattnet till Görvälnverket där endast en provomgång analyserades. I en tidigare studie av Görvälnverket (Lundqvist et al. 2024) uppmättes dock både ER- och AhR-aktivitet i de flesta råvattenprov. Oxidativ stress detekterades i 17 % av råvattenproverna men uppmättes, till skillnad från AhR- och ER-aktivitet endast i vissa vatten; i 8 av 17 analyserade råvatten. I referensdata har oxidativ stress uppmätts i nära 30 % av analyserade prover från ytvatten som utgör råvattenkällor, det är dock värt att nämna att nära hälften av de aktiva proverna kommer från Mälaren där oxidativ stress har en hög detektionsfrekvens (nära 80 %) jämfört med andra ytvatten (knappt 20 %).

Uppmätta effekter i dricksvatten

AhR-aktivitet var även den vanligaste uppmätta effekten i dricksvatten med 70 % aktiva prov (Tabell 3.9). ER-aktivitet hade däremot renats till under detektionsgräns i många fall och endast 19 % av dricksvattenproverna hade en mätbar aktivitet vilket indikerar en relativt god reningseffektivitet. I dricksvattenproverna uppmättes oxidativ stress i 16 % av proverna (totalt 19 prov) och i 8 av dessa prover hade ingen oxidativ stress detekterats i råvattenproverna vilket diskuteras mer nedan. Detektionsfrekvensen i dricksvattenproverna stämmer väl överens med referensdata. Genotoxicitet uppmättes i dricksvatten från två ytvattenverk men inte i dricksvattnet som producerades från grundvatten.

3.2.1 Hormonstörande effekter

Östrogenreceptor(ER)-aktivitet

I rå(yt)vattnen uppmättes ER-aktivitet i nära hälften av proverna (48 av 106 prov) utspjutt över samtliga råvatten. De högsta aktiviteterna förekom främst under sommaren 2023, men även i januari 2023, samt i Klämmingen i december 2022 (Tabell 3.10). En potentiell förklaring till detta kan vara ifall avloppsreningsverk uppströms har bräddat orenat vatten eller har fått sämre reningseffektivitet till följd av höga flöden och korta uppehållstider i reningen. Både orenat och renat avloppsvatten har förhöjda ER-aktiviteter då det innehåller potenta naturliga och syntetiska östrogena ämnen såsom 17 β -östradiol, östron eller etinylöstradiol och i referensdata har ER-aktivitet kunnat uppmätas i samtliga analyserade prov av inkommande avloppsvatten (n = 49) och i 96 % av utgående renade avloppsvatten (n = 76). Medianaktiviteter i referensdata är ca 75 000 och ca 3000 pgE2-ekv./l i respektive orenat och renat avloppsvatten. ER-aktivitet

Tabell 3.9

Antalet analyserade prov, samt andelen aktiva prov (detectionsfrekvens) i de olika effekttesterna som utförts.

kvarstår även i recipienter till renat avloppsvatten där 96% av alla recipientprover i referensdata (n = 34) har mätbar aktivitet som även är högre än vad som vanligtvis mäts upp i ett ytvatten med medianvärden på respektive ca 330 och 80 pg E2-ekv./l. Ett annat alternativ till de höga ER-aktiviteterna i råvatten under sommaren kan vara tillförsel av t.ex. mykotoxiner (mögelgifter) via avrinning från mark. Yu (2024) visade att signifikant ER-aktivitet induceras av låga (pM-nivå) halter zearalenon, ett välkänt mykotoxin, och dess derivat. Särskilt hög ER-aktivitet under sommaren har även uppmätts i tidigare studier i kustområden i Östersjön (Deich et al. 2020), i floder i Luxemburg (Kerin et al. 2012) samt i Medelhavet (Pinto et al. 2005).

Tre råvattenprov uppvisade ER-aktiviteter över det föreslagna riktvärdet på 400 pgE2-ekv./l; Klämningen i december 2022, Högåsens VV i juni 2023 och Mjörn i juli 2023 (Tabell 3.10). Detta innebär förekomst av östrogena ämnen i halter som kan utgöra en risk för akvatiska organismer. Det är dock värt att nämna att den miljö kvalitetsnorm för E2 som riktvärdet bygger på motsvarar ett årsmedelvärde, dvs. en långtidsexponering.

Tabell 3.10

Uppmätt ER-aktivitet i rå(yt)vatten. Färgerna representerar hur mätvärden förhåller sig till referensdata (se legend) som utgörs av svenska ytvatten som används som råvatten för dricksvattenproduktion (n = 206, detektionsfrekvens = 46 %). De värden som är markerade i fet stil överskrider det föreslagna effektbaserade riktvärdet för ytvatten på 400 pgE2-ekv./l.

	2022											2023									
ER-aktivitet, rå(yt)vatten (pgE2-ekv./l)	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep		
Göta Älv Lärjeholm							LOD		LOD		71,8		LOD		LOD		283				
Alelyckan VV							55,1		LOD		286		LOD		LOD		132				
Lackarebäck VV							LOD		LOD		18,9		LOD		44,8		234				
Långasjöns VV		25,0				LOD			23,8			LOD			LOD			193			
Mörrumsån reservvatten		40,0				LOD			36,1			LOD			LOD			154			
Mjörn ytvatten								LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	71,4	486	LOD			
Högåsens VV							70,5	8,2	LOD	21,2	LOD	LOD	33,0	LOD	238	586	172	186			
Degerånget VV		69,0	23,3	137,0									LOD								
Överby VV							46,3		35,2		254		LOD		73,6			381			
Kvarnagårdens VV							LOD	LOD	LOD	LOD	136	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD			
Vättern P2 ytvatten	81,2		69,6				13,9				LOD			LOD					LOD		
Vättern P3 ytvatten	26,1		34,3				13,2				LOD			LOD					36,4		
Åmåls VV							59,7			LOD	123		LOD		LOD		LOD				
Klämningen ytvatten									735				LOD		LOD				LOD		
Karlskrona VV									LOD			32,0			53,1				LOD		
Lessebo VV									22,9			5,6			244			LOD			
Görvålverket									LOD												

LOD	Under detektionsgräns
	Uppmätt värde är >LOD men under 10-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >10-percentilen men under median jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är mellan median och 90-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >90-percentilen jämfört med referensdata

33 ytvattenprover med uppmätt ER-aktivitet härstammade från råvatten till vattenverk i drift, och i 20 av dricksvattenproverna från dessa verk kunde ingen östrogen effekt uppmätas (Tabell 3.11) vilket indikerar en god generell reningseffektivitet för denna parameter. Medianen i reningseffektivitet för alla vattenverk var 74 %. Gemensamt för de vattenverk där reduktionen av ER-aktivitet var hög (Alelyckan, Lackarebäck, Högåsen, Karlskrona och Lessebo) (Tabell 3.12) är att de använder konstgjord infiltration och/eller GAC-filter i sin process, medan de vattenverk som hade lägre reningseffektivitet (Tabell 3.12) och relativt höga ER-aktiviteter i dricksvattnet tidvis (Långasjön, Överby och Kvarnagården) (Tabell 3.11) saknar dessa reningsprocesser (Tabell 2.4). Detta antyder att konstgjord infiltration och GAC-filtrering kan vara effektiva reningsprocesser

för att hantera östrogena ämnen, men för att dra mer långtgående slutsatser om detta behöver processerna studeras mer systematiskt med provtagning före och efter de individuella stegen.

ER-aktivitet vid GAC-filtrering studerades i pilotskala på Görvälnverket i Lundqvist et al. (2024) vid tre provtagningar, och vid två av dessa kunde ER-aktivitet uppmätas i matarvattnet till GAC-piloten där tre olika pilotfilter provtogs. Effekten var relativt låg i matarvattnet (ca 30–40 pgE2-ekv./l) och reducerades till under detektionsgräns i alla GAC-filter vilket stödjer att denna process kan effektivt rena ER-aktivitet. I en review-artikel av Enault et al. (2023) har man sammanställt data från effektbaserad analys från 37 olika publikationer; både från konventionella vattenverk och vad de kallar avancerade vattenverk med definitionen att de innefattar processer designade för att ta bort mikroföroreningar såsom oxidation, adsorption och membranfiltrering. I båda kategorierna av vattenverk varierade borttagnings effektiviteten för ER-aktivitet från 0–100 % med median på 100 % (författarna definierade borttagningen som 100 % om dricksvattenprovet var under detektionsgräns). Det var dock fler prov från vattenverk med avancerad rening som hade 100 % reningseffektivitet (43 av 47) jämfört med konventionella dricksvattenverk (23 av 49 prov) vilket indikerar att avancerad rening i form av oxidation, GAC- eller membranfiltrering bidrar till en bättre rening av ER-aktiva ämnen.

ER-aktivitet uppmättes även frekvent (5 av 6 prov) i det inkommande vattnet till Brudare mossens lakvattenverk (Bilaga A, Tabell A.1) och överlag var aktiviteten högre än i de studerade råvattnen; från 904 till 8931 pgE2-ekv./l. Reningseffektiviteten varierade från 48 % till ≥ 99 % och resulterade i ER-aktiviteter från under detektionsgräns till 4647 pgE2-ekv./l. Även om typiska dricksvattenprocesser används i Brudare mossen så är det svårt att dra några slutsatser hur ett dricksvattenverk skulle kunna rena högre ER-aktiviteter då det är troligt att det är olika grupper av ämnen som orsakar östrogen aktivitet i ett ytvatten (troligtvis mer naturliga och syntetiska könshormoner eller naturliga toxin) och ett lakvatten (troligtvis mer industrikemikalier).

I de brunnar och grundvattenrör som provtogs i Mon (Gästrik Vatten) uppmättes ER-aktivitet i samtliga fyra provpunkter vid den första provtagningen i oktober 2022 med totaleffekter från 69 till 95 pgE2-ekv./l medan aktiviteten var under detektionsgräns vid de övriga fem provtagningarna (Bilaga A, Tabell A.2).

Inget dricksvattenprov hade en ER-aktivitet som var högre än riktvärdet på 1000 pg/l för det enskilda ämnet E2 i dricksvattendirektivets bevakningslista (Tabell 3.11). Det är dock viktigt att fortsatt övervaka ER-aktivitet då det vid högre aktiviteter i råvattnet (>1000 pgE2-ekv./l) finns en risk att överskrida riktvärdet i dricksvatten om renings effektiviteten i vattenverket är låg.

	2022											2023								
ER-aktivitet, dricksvatten (pgE2-ekv./l)	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	
Alelyckan VV							LOD		LOD		46,3		LOD		LOD		LOD			
Lackarebäck VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			
Långasjöns VV		92,0				LOD			28,1			LOD			LOD			75,8		
Högåsens VV							41,4	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	25,4	LOD	22,8		
Degeränget VV		38,0	10,9	10,6									LOD							
Överby VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			433		
Kvarnagårdens VV							LOD	LOD	LOD	LOD	103	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD		
Åmåls VV							LOD			LOD	LOD		LOD		LOD		LOD			
Karlskrona VV									LOD			LOD			LOD				LOD	
Lessebo VV									LOD			LOD			LOD			LOD		
Görvålverket									224											
Björklinge VV							LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD						

LOD	Under detektionsgräns
	Uppmätt värde är >LOD men under 10-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >10-percentilen men under median jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är mellan median och 90-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >90-percentilen jämfört med referensdata

Tabell 3.11

Uppmätt ER-aktivitet i dricksvatten. Samtliga dricksvatten är producerade från huvudsakligen ytvatten förutom Björklinge VV som är ett grundvattenverk. Färgerna representerar hur mätvärden förhåller sig till referensdata (se legend) som utgörs av svenska dricksvattenprover (n = 154, detektionsfrekvens = 19 %).

	2022									2023								
ER-aktivitet, minskning vid rening (%)	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep
Alelyckan VV						≥85		LOD		84		LOD		LOD		≥94		
Lackarebäck VV						LOD		LOD		≥65		LOD		≥51		≥97		
Långasjöns VV	-268				LOD			-18			LOD			LOD			61	
Högåsens VV						41	9	LOD	≥79	LOD	LOD	≥74	LOD	≥95	96	≥94	88	
Degeränget VV	45	53	92									LOD						
Trollhättan VV						≥82		≥73		≥97		LOD		≥85			-14	
Kvarnagårdens VV						LOD	LOD	LOD	LOD	24	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	
Åmåls VV						≥36			LOD	≥89		LOD		≥91		LOD		
Karlskrona VV								LOD			LOD			LOD				LOD
Lessebo VV								≥58			≥31			≥95			LOD	
Görvålverket								≥-2236										

Tabell 3.12

Procentuell minskning i ER-aktivitet från råvatten till dricksvatten. LOD = under detektionsgräns i både råvatten och dricksvatten. Reduktion som anges som ≥ indikerar att dricksvatten (positiv minskning) eller råvatten (negativ minskning) var under detektionsgräns och att beräkningen utförts från värdet på LOD. Markering i fet stil indikerar att dricksvattenprovet var högre än 90:e percentilen i referensdata.

Aktivering av androgenreceptorn (AR)

AR-aktivitet kunde endast uppmätas i ett fåtal råvattenprover (5 av 106 prov); i maj 2022 i Vättern och i råvattnet till Degerången VV, i september 2022 i råvattnet till Högåsens VV och i januari 2023 i Lärjeholm vid Göta älv (Bilaga A, Tabell A.3). Detta stämmer väl överens med referensdata där endast 4 % av rå(yt)vattenproverna haft detekterbar AR-aktivitet. AR-aktivitet är vanligt förekommande i inkommande orenat avloppsvatten med 97 % detektionsfrekvens i referensdata men renas till under detektionsgräns på avloppsreningsverk i fler fall än ER-aktivitet som demonstreras av endast 32 % aktiva prover på utgående renat avloppsvatten (jämfört med 96 % för ER-aktivitet). I referensdata har AR-aktivitet uppmätts i ca 6 % av prover från recipienter till avloppsreningsverk, vilket inte avviker nämnvärt från råvattenprover, men aktiviteterna är generellt högre i recipienter (median 5,6 ngDHT-ekv./l) jämfört med rå(yt)vatten (median 0,9 ngDHT-ekv./l). Det är således möjligt att orenat bräddat avloppsvatten eller renat avloppsvatten utgör en källa till androgena ämnen i råvatten men för att undersöka detta närmare behövs ytterligare studier. De högsta aktiviteterna i denna studie uppmättes i Lärjeholm (Göta älv) med 3,3 ngDHT-ekv./l och Vättern provpunkt P3 med 2,7 ngDHT-ekv./l (Bilaga A, Tabell A.3). Det finns inga riktvärden i litteraturen för AR-aktivitet i ytvatten men ett förslag för dricksvatten på 11 ngDHT-ekv./l (Brand et al. 2013) som det finns marginal till redan i råvattnet. AR-aktivitet detekterades bara i två dricksvattenprover; ett från Degerången VV (1,4 ngDHT-ekv./l) i maj 2022 och ett från Björklinge VV som är ett grundvattenverk (0,15 ngDHT-ekv./l) i september 2022 som även dessa är betydligt lägre än det föreslagna effektbaserade riktvärdet för dricksvatten (Bilaga A, Tabell A.4).

I proverna från Brudaremossens lakvattenverk uppmättes AR-aktivitet endast i ett inkommande vattenprov, aktiviteten var dock betydligt högre än i yt- och dricksvattenproverna med 29,1 ngDHT-ekv./l men renades effektivt med ≥ 99 % till under detektionsgräns i det utgående vattnet (Bilaga A, Tabell A.1).

3.2.2 Allmän föroreningsbelastning – utvärdering med ”miljösensorer”

Arylhydrokarbonreceptor(AhR)-aktivitet

AhR-aktivitet detekterades frekvent i råvattenproverna (i 84 av 106 prov) under både 2022 och 2023 (Tabell 3.13). Relativt höga aktiviteter uppmättes i april och maj samt november och december 2022. Det var fortsatt ganska höga aktiviteter i januari och februari 2023 följt av förhållandevis låga från mars till juli och sedan högre i augusti och september igen. I en tidstrendstudie som utfördes på Görvälnverket med provtagning under 2021 (Lundqvist et al. 2024) uppmättes AhR-aktivitet i samtliga råvattenprov ($n = 11$) med högst aktivitet i april (0,64 ngTCDD-ekv./l).

Höga AhR-aktiviteter indikerar en relativt hög föroreningsbelastning och orsaker till detta kan vara t.ex. utsläpp av renat eller orenat avloppsvatten, industrieffluenter eller tillförsel av föroreningar via dagvatten. I en studie av Tang et al. 2013 uppmättes särskilt hög AhR-aktivitet i dagvatten jämfört med orenat och renat avloppsvatten. I lakvattenverket Brudaremossen i Göteborg detekterades AhR-aktivitet vid samtliga 6 provtagningar och aktiviteterna var i regel högre än i de analyserade ytvattnen med uppmätta värden från 0,31–10,2 ngTCDD-ekv./l (Bilaga A, Tabell A.1).

	2022											2023								
AhR-aktivitet, rå(yt)vatten (ngTCDD-ekv./l)	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	
Göta Älv Lärjeholm							LOD		0,19		0,15		0,15		0,08		0,02			
Älelyckan VV							LOD		0,37		0,16		0,05		0,11		LOD			
Lackarebäck VV							LOD		LOD		0,85		0,11		0,08		LOD			
Långasjöns VV		1,12				0,41			0,26			0,09			0,11			0,50		
Mörrumsån reservvatten		1,04				0,67			0,30			LOD			0,05			0,57		
Mjörn ytvatten								0,11	LOD	0,37	LOD	0,25	0,15	0,14	0,17	0,06	0,23	1,64		
Högåsens VV							0,54	LOD	0,16	0,23	0,17	0,21	0,06	0,23	0,13	0,20	0,05	0,07		
Degeränget VV		0,40	0,83	0,30									0,02							
Överby VV							LOD		2,29		LOD		0,02		0,08			0,02		
Kvarnagårdens VV							LOD	0,11	0,25	0,46	LOD	0,16	0,05	0,34	0,04	0,02	0,16	0,22		
Vättern P2 ytvatten	LOD		1,72				LOD				0,64			0,03					0,066	
Vättern P3 ytvatten	LOD		0,69				LOD				0,62			0,03					LOD	
Åmåls VV							LOD			0,58	0,29		0,02		0,06		LOD			
Klämningen ytvatten									0,02				0,38		0,06				0,60	
Karlskrona VV									0,22			0,76			0,31				0,77	
Lessebo VV									1,10			0,20			0,11			0,60		
Görvålverket									LOD											

LOD	Under detektionsgräns
	Uppmätt värde är >LOD men under 10-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >10-percentilen men under median jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är mellan median och 90-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >90-percentilen jämfört med referensdata

Tabell 3.13

Uppmätt AhR-aktivitet i rå(yt)vatten. Färgerna representerar hur mätvärden förhåller sig till referensdata (se legend) som utgörs av svenska ytvatten som används som råvatten för dricksvattenproduktion (n = 203, detektionsfrekvens = 81 %).

Dricksvattenproverna visade högst AhR-aktiviteter under april, maj och december 2022, samt i ett enstaka prov från Högåsens VV i juni 2023 (Tabell 3.14). De höga aktiviteterna som uppmättes i många råvattenprover i november 2022 hade däremot renats mycket effektivt och var i de flesta dricksvattenprover under detektionsgräns.

AhR-aktivitet, dricksvatten (ngTCDD-ekv./l)	2022									2023								
	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep
Alelyckan VV						LOD		LOD		LOD		0,095		0,029		0,019		
Lackarebäck VV						LOD		LOD		0,116		0,067		0,031		0,025		
Långasjöns VV	0,94				0,37			0,15			0,15			0,052			0,41	
Högåsens VV						LOD	LOD	LOD	0,30	0,21	0,12	0,021	0,079	0,103	0,66	0,051	0,050	
Degeränget VV	0,25	0,98	LOD									0,11						
Överby VV						LOD		LOD		0,29		0,084		0,047			0,069	
Kvarnagårdens VV						LOD	0,10	LOD	0,62	LOD	0,22	0,032	0,113	0,032	0,021	0,064	0,039	
Åmåls VV						LOD			0,38	LOD		0,026		0,064		LOD		
Karlskrona VV								LOD			0,084			0,026				0,14
Lessebo VV								LOD			0,13			0,031			0,12	
Görvälnverket								LOD										
Björklinge VV						LOD	LOD	LOD	LOD	0,089	LOD	LOD	LOD					

LOD	Under detektionsgräns
	Uppmätt värde är >LOD men under 10-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >10-percentilen men under median jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är mellan median och 90-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >90-percentilen jämfört med referensdata

Tabell 3.14

Uppmätt AhR-aktivitet i dricksvatten. Samtliga dricksvatten är producerade från huvudsakligen ytvatten förutom Björklinge VV som är ett grundvattenverk. Färgerna representerar hur mätvärden förhåller sig till referensdata (se legend) som utgörs av svenska dricksvattenprover (n = 151, detektionsfrekvens = 71 %).

Reningseffektiviteten för AhR-aktivitet varierade mycket, från obefintlig eller ökning till som mest över 90 % (Tabell 3.15). Medianen i reningseffektivitet för alla vattenverk var 34 %, dvs. generellt lägre jämfört med ER-aktivitet. För de råvattenprov där AhR-aktiviteten var högre än 90-percentilen i referensdata var reningseffektiviteten relativt hög för Lackarebäck VV (86 %, n = 1), Trollhättan VV (≥97 %, n = 1) och Karlskrona VV (82–89 %, n = 2) men betydligt lägre vid Degeränget VV (ökning med 18 %, n = 1) och Långasjöns VV (15 %, n = 1). Särskilt hög reningseffektivitet överlag kunde beräknas för Karlskrona VV med ≥47 % till 92 % (median 85 %, n = 4) och Lessebo VV med 35 % till ≥93 % (median 77 %, n = 4). Gemensamma reningsprocesser på dessa verk är förbehandling med kemisk fällning och infiltration. Dock observerades en relativt låg reningseffektivitet (median 23 %, n = 12) på Högåsens VV som också tillämpar konstgjord infiltration. Kemisk fällning används också på de flesta verk i denna studie där reningseffektiviteten var lägre och har även tidigare utvärderats som enskilt steg på Görvälnverket (Lundqvist et al. 2024) där reningseffektiviteten var mycket begränsad (median 5 %, n = 9). Det går därför inte att härleda den relativt höga reningseffektiviteten i Lessebo och Karlskrona till någon specifik reningsteknik och man bör även ta i beaktande att det finns en tidsförskjutning mellan råvattenprov och dricksvattenprov då dessa verk använder konstgjord infiltration vilket gör beräkningen av reningseffektivitet mer osäker.

	2022										2023								
AhR-aktivitet, minskning vid rening (%)	April	Maj		Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep
Alélyckan VV							LOD		≥72		61		-73		73		≥-24		
Lackarebäck VV							LOD		LOD		86		40		62		≥-57		
Långasjöns VV	16					10			42			-69			54			18	
Högåsens VV							≥87	LOD	≥25	-35	-20	43	66	65	18	-230	5	23	
Degeränget VV	37	-18	≥3										-360						
Trollhättan VV							LOD		97		≥-376		-413		38			-184	
Kvarnagårdens VV							LOD	7	≥54	-34	LOD	-36	33	67	19	4	61	82	
Åmåls VV							LOD			34	79		-44		-2		LOD		
Karlskrona VV									≥47			89			92				82
Lessebo VV									≥93			35			73			81	
Görvälnverket									LOD										

På Görvälnverket (Lundqvist et al. 2024) var GAC-filter i pilotskala effektiva för att reducera AhR-aktivitet. Vid tre tillfällen provtogs effluenterna från 3–5 olika pilotfilter (totalt 11 prov) och i 9 av proverna var AhR-aktiviteten under detektionsgräns och i de resterande två proverna hade AhR-aktiviteten i matarvattnet minskats med 80 % vid GAC-filtreringen. I två biofilter (ett i fullskala och ett i pilotskala) från samma studie var borttagningen av AhR-aktivitet mer begränsad även om dessa filter reducerade eller eliminerade aktiviteten i matarvattnet vid enskilda tillfällen. Skillnader i reningseffektivitet mellan olika vattenverk och studier kan bero både på drifttiden för GAC och skillnader i vilka ämnen som orsakar AhR-aktiviteten.

AhR-aktiviteter över 90:e percentilen i referensdata observerades i enskilda dricksvattenprov från Långasjöns VV, Högåsens VV, Degeränget VV och Kvarnagårdens VV (Tabell 3.14) varav Långasjön VV och Degeränget VV också hade aktiviteter över 90:e percentilen i motsvarande prover av råvattnet (Tabell 3.13). De höga AhR-aktiviteterna i dricksvatten var spridda över hela provtagningsperioden. De högsta medianaktiviteterna för hela provtagningsserierna från vattenverken var från Långasjöns VV med 0,26 ng TCDD-ekv./l och Degeränget VV, där medianaktiviteten var 0,25 ng TCDD-ekv./l, som båda överskrider medianen i referensdatasetet (0,12 ng TCDD-ekv./l).

Oxidativ stress (Nrf2-aktivitet)

Ämnen som orsakar oxidativ stress förekom, till skillnad från ER- och AhR-aktiva ämnen, endast i vissa rå(yt)vatten (8 av 17) (Tabell 3.16) men har i den tidigare studien av Lundqvist et al. (2024) även visats förekomma frekvent i råvattnet till Görvälnverket, dvs. östra Mälaren. Särskilt höga aktiviteter uppmättes under hösten 2022, i synnerhet i råvatten till Högåsens och Långasjöns vattenverk. På Görvälnverket (Lundqvist et al. 2024) uppmättes högst oxidativ stress i november 2021 (77,4 µgtBHQ-ekv./l) medan de aktiviteter som uppmättes under en uppföljande provtagning 2022 var mer jämna under hela året (9,8–19,8 µgtBHQ-ekv./l).

Oxidativ stress är en av flera mekanismer som kan orsaka genotoxicitet och därför rekommenderas att man även analyserar genotoxicitet ifall frekvent eller hög oxidativ stress kan uppmätas. På Görvälnverket har genotoxicitet uppmätts vid upprepade tillfällen i både råvatten, under rening och i dricksvatten och sett till hela datasetet fanns en statistiskt signifikant positiv korrelation med oxidativ stress (Lundqvist et al. 2024).

Tabell 3.15

Procentuell minskning i AhR-aktivitet från råvatten till dricksvatten. LOD = under detektionsgräns i både råvatten och dricksvatten. Reduktion som anges som ≥ indikerar att dricksvatten (positiv minskning) eller råvatten (negativ minskning) var under detektionsgräns och att beräkningen utförts från värdet på LOD. Markering i fet stil indikerar att dricksvattenprovet var högre än 90:e percentilen i referensdata.

	2022											2023								
Oxidativ stress, rå(yt)vatten (µgtBHQ-ekv./l)	Mars	April	Maj		Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep
Göta Älv Lärjeholm							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			
Alélyckan VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			
Lackarebäck VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			
Långasjöns VV		LOD					LOD		78,6			LOD			LOD			66,1		
Mörrumsån reservvatten		LOD					27,1		30,8			LOD			LOD			LOD		
Mjörn ytvatten								40,1	LOD	15,4	LOD	LOD	10,2	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	9,7	
Högåsens VV							69,5	LOD	19,3	LOD	LOD	LOD	15,7	LOD	LOD	LOD	LOD	10,8	LOD	
Degerånget VV		LOD	LOD	LOD										LOD						
Överby VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			LOD		
Kvarnagårdens VV							LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	
Vättern P2	LOD			LOD			LOD				LOD				LOD					LOD
Vättern P3	LOD			LOD			LOD				LOD				LOD					LOD
Åmåls VV							LOD			8,3	LOD		LOD		LOD		LOD			
Klämmingen ytvatten									18,3				LOD		LOD				7,6	
Karlskrona VV									22,4			14,0			LOD					LOD
Lessebo VV									LOD			LOD			LOD			12,8		
Görvälnverket									LOD											

LOD	Under detektionsgräns
	Uppmätt värde är >LOD men under 10-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >10-percentilen men under median jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är mellan median och 90-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >90-percentilen jämfört med referensdata

Tabell 3.16

Uppmätt oxidativ stress (Nrf2-aktivitet) i rå(yt)vatten. Färgerna representerar hur mätvärden förhåller sig till referensdata (se legend) som utgörs av svenska ytvatten som används som råvatten för dricksvattenproduktion (n = 207 detektionsfrekvens = 29 %).

Oxidativ stress kan även öka under vattenrening då det har visats att desinfektionsbiprodukter som kan bildas vid klorering och kloraminering kan orsaka oxidativ stress (Neale et al. 2012, Lundqvist et al. 2019). Totalt uppmättes oxidativ stress i 11 dricksvattenprover (Tabell 3.17) och för 9 av dessa (markerade i fet stil i Tabell 3.17) hade ingen aktivitet detekterats i råvattnet. Till alla dessa dricksvattenprover, förutom det från Lessebo VV, hade klor eller monokloramin doserats och det är därför möjligt att klorering/kloraminering bidragit till ökad oxidativ stress genom bildning av desinfektionsbiprodukter. För att undersöka detta närmare bör man utföra mätningar på prov före och efter dosering av klorkemikalierna.

Reningseffektivitet kunde beräknas för prov från vattenverk där oxidativ stress detekterats i råvatten och var för Långasjöns vattenverk 15–89 % (n = 2), för Högåsens vattenverk 90 % (n = 1) eller minskning till under detektionsgräns i dricksvatten (n = 3), vid Karlskrona vattenverk 38–76 % (n = 2) och i Lessebo minskning till under detektionsgräns (n = 1) (Tabell 3.18). Den låga reningseffektiviteten vid Långasjöns vattenverk på 15 % resulterade i en väldigt hög aktivitet i dricksvattnet på 66,5 µgtBHQ-ekv./l som är långt över 90:e percentilen i referensdata som ligger på 23,2 µgtBHQ-ekv./l. Reningseffektiviteten var i flera fall högre än i den tidigare studien av Görvälnverket (Lundqvist et al. 2024) där den i det fullskaliga verket varierade från 0–52 % med en median på 7 % (n = 13). I samma studie undersöktes GAC- och biofiltrering i full- och pilotskala där biofiltreringen gav en medianreningseffektivitet på 18 % (n = 8) och GAC-filtren renade till under detektionsgräns i 6 av 8 prov och reningseffektiviteten var 11 respektive 61 % vid de två andra tillfällena. Dessa resultat indikerar att konventionell

rening med kemisk fällning har en begränsad reningseffektivitet för oxidativ stress men att det finns potential till mer effektiv rening vid användning av GAC-filtrering. Man behöver dock beakta att det, som för AhR-aktivitet, finns många olika ämnen som kan orsaka oxidativ stress och att dessa kan ha väldigt olika reningseffektivitet och så länge man inte vet vilka ämnen det är som gett upphov till effekten i råvattnet så kan man inte förutsätta att reningseffektivitet går att översätta mellan olika vattenverk med olika råvatten.

	2022										2023								
Oxidativ stress, dricksvatten (µgtBHQ-ekv./l)	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	
Alelyckan VV						LOD		3,4		LOD		LOD		LOD		LOD			
Lackarebäck VV						LOD		2,0		LOD		LOD		LOD		LOD			
Långasjöns VV	LOD				10,3			66,5			LOD			LOD			LOD		
Högåsens VV						6,9	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	6,9	LOD	LOD		
Degeränget VV	LOD	5,0	4,3									LOD							
Överby VV						LOD		LOD		4,8		18,7		LOD			LOD		
Kvarnagårdens VV						LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD		
Åmåls VV						LOD			LOD	LOD		LOD		LOD		LOD			
Karlskrona VV								LOD			LOD			LOD				LOD	
Lessebo VV								8,5			LOD			LOD			LOD		
Görvålverket								LOD											
Björklinge VV						LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD						

LOD Under detektionsgräns

Uppmätt värde är >LOD men under 10-percentilen jämfört med referensdata

Uppmätt värde är >10-percentilen men under median jämfört med referensdata

Uppmätt värde är mellan median och 90-percentilen jämfört med referensdata

Uppmätt värde är >90-percentilen jämfört med referensdata

Tabell 3.17

Uppmätt oxidativ stress (Nrf2-aktivitet) i dricksvatten. Samtliga dricksvatten är producerade från huvudsakligen ytvatten förutom Björklinge VV som är ett grundvattenverk. Färgerna representerar hur mätvärden förhåller sig till referensdata (se legend) som utgörs av svenska dricksvattenprover (n = 156, detektionsfrekvens = 20%). De värden som är markerade i fet stil representerar dricksvattenprov där oxidativ stress inte detekterades i respektive råvattenprov.

	2022									2023								
Oxidativ stress, minskning vid rening (%)	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep
Alelyckan VV						LOD		≥-109		LOD		LOD		LOD		LOD		
Lackarebäck VV						LOD		≥-24		LOD		LOD		LOD		LOD		
Långasjöns VV	LOD				≥-107			15			LOD			LOD			89	
Högåsens VV						90	LOD	≥72	LOD	LOD	LOD	≥37	LOD	LOD	≥0	≥8	LOD	
Degerången VV	LOD	≥-20	≥-3									LOD						
Trollhättan VV						LOD		LOD		≥-19		≥-89		LOD			LOD	
Kvarngårdens VV						LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	
Åmåls VV						LOD			≥4	LOD		LOD		LOD		LOD		
Karlskrona VV								≥76			≥38			LOD				LOD
Lessebo VV								≥-14			LOD			LOD			≥13	
Görvälnverket								LOD										

Anti-androgen aktivitet (anti-AR)

Anti-AR kunde uppmätas i 9 råvattenprov (8 % av proverna); två vardera från Långasjöns VV, reservvattentäkten Mörrumsån och ytvattnet Mjörn, samt ett prov vardera från Lackarebäck VV, Åmåls VV och Karlskrona VV (Tabell 3.19). Detektionsfrekvensen var lägre än i referensdata där 15 % av rå(yt)vattenproverna haft detekterbar antiandrogen aktivitet. I vattenverken Långasjön, Alelyckan och Karlskrona kunde ingen antiandrogen effekt detekteras i dricksvattnen vilket indikerar en god reningseffektivitet medan dricksvattenprovet från Åmåls vattenverk var i samma nivå som råvattenprovet. I två dricksvattenprover uppmättes dessutom anti-AR (Bilaga A, Tabell A.5) som inte kunde detekteras i råvattnet; ett prov från Alelyckan VV och ett från Högåsens vattenverk. I en tidigare studie av vattenverk längs Göta älv (Oskarsson et al. 2021) upptäcktes en stor ökning i anti-AR vid infiltration och potentiella förklaringar till detta föreslogs kunna vara ackumulering av föroreningar i infiltrationsområdet som sedan lakats ur eller förekomst av naturliga toxiner i infiltrationsområdet såsom mykotoxin (mögelgift) som tidigare studier har visat kan inducera antiandrogen aktivitet (Demaegdt et al. 2016).

Tabell 3.18

Procentuell minskning i oxidativ stress från råvatten till dricksvatten. LOD = under detektionsgräns i både råvatten och dricksvatten. Reduktion som anges som ≥ indikerar att dricksvatten (positiv minskning) eller råvatten (negativ minskning) var under detektionsgräns och att beräkningen utförts från värdet på LOD. Markering i fet stil indikerar att dricksvattenprovet var högre än 90:e percentilen i referensdata.

	2022											2023								
Anti-AR, rå(yt)vatten (ngOHF-ekv./l)	Mars	April	Maj		Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep
Göta Älv Lärjeholm								LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		
Alelyckan VV								LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		
Lackarebäck VV								LOD		LOD		LOD		LOD		62,5		LOD		
Långasjöns VV		LOD					22,9			LOD			LOD			87,1			LOD	
Mörrumsån reservvatten		LOD					24,3			LOD			249			LOD			LOD	
Mjörn ytvatten									LOD	LOD	56,4	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	61,0	LOD	
Högåsens VV								LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	
Degerången VV		LOD	LOD	LOD										LOD						
Överby VV								LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			LOD	
Kvarnagårdens VV								LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	
Vättern P2 ytvatten	LOD			LOD				LOD				LOD			LOD					LOD
Vättern P3 ytvatten	LOD			LOD				LOD				LOD			LOD					LOD
Åmåls VV								LOD			LOD	LOD		LOD		LOD		103		
Klämningen ytvatten										LOD				LOD		LOD				LOD
Karlskrona VV										LOD			LOD			93,8				LOD
Lessebo VV										LOD			LOD			LOD			LOD	
Görvälnverket										LOD										

LOD	Under detektionsgräns
	Uppmätt värde är >LOD men under 10-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >10-percentilen men under median jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är mellan median och 90-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >90-percentilen jämfört med referensdata

Tabell 3.19

Uppmätt antiandrogen aktivitet i rå(yt)vatten. Färgerna representerar hur mätvärden förhåller sig till referensdata (se legend) som utgörs av svenska ytvatten som används som råvatten för dricksvattenproduktion (n = 206, detektionsfrekvens = 15 %).

På Brudare mossens lakvattenverk kunde anti-AR uppmätas i alla inkommande prov och 5 av 6 prov på det renade vattnet vilket indikerar att ämnen med anti-androgena egenskaper kan vara vanligt förekommande i lakvatten. Aktiviteterna varierade från 34 till 557 ngOHF-ekv./l (med ett medelvärde på 245 ngOHF-ekv./l) i det inkommande vattnet och från under detektionsgräns till 462 ngOHF-ekv./l (medel 125 ngOHF-ekv./l) i det renade vattnet vilket motsvarade en reningseffektivitet från 17-88 % (medel ± standardavvikelse = 51±26 %).

3.2.3 Genotoxicitet

Genotoxicitet analyserades för samtliga prov från Karlshamn (Långasjöns VV och reservvattnet Mörrumsån), Kvarnagårdens vattenverk, ytvattnet Klämningen i Gneta, samt Görvälnverket och därutöver vid enskilda provtagningar i Göteborg (maj 2023) och Högåsens vattenverk (januari 2023). Inga av proverna från Göteborg eller Kvarnagårdens vattenverk var genotoxiska medan en genotoxisk effekt kunde uppmätas i de övriga råvattnen vid en eller flera provtagningar (Tabell 3.20). Det prov som togs i den tilltänkta reservvattentäkten Mörrumsån i augusti 2022 togs av misstag vid en punkt som avviker från det tilltänkta intaget och som dessutom ligger nedströms en nedlagd industri där man tidigare använt trikloreten (förr kallat trikloretylen, trivialnamn tri) som är ett genotoxiskt ämne. Det är dock inte känt om det var detta ämne som orsakade den genotoxiska aktiviteten i just detta prov, och genotoxisk aktivitet uppmättes även i två ytterligare prov som togs vid den korrekta provpunkten.

Då genotoxicitet kan leda till allvarliga effekter såsom cancer så är det viktigt att säkerställa att en sådan effekt inte kan uppmätas i dricksvattnet. Ett alternativ är att försöka identifiera vilket eller vilka ämnen som orsakar effekten och se ifall det finns en säker exponeringsnivå, men detta är väldigt svårt. Mer gångbara alternativ är att försöka

spåra källan av kontamineringen och se om denna går att åtgärda eller se över reningsprocessen för att säkerställa att genotoxisk aktivitet inte kan uppmätas i dricksvattnet.

Av de råvattenprov där både oxidativ stress och genotoxicitet har analyserats (n = 31) uppmättes både oxidativ stress och genotoxicitet i 6 prov, varken genotoxicitet eller oxidativ stress i 22 prov, och i endast 3 prov detekterades genotoxicitet utan att oxidativ stress kunde uppmätas.

	2022											2023								
Genotoxicitet, rå(yt)vatten	Mars	April	Maj		Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep
Göta Älv Lärjeholm							e.a.			e.a.		e.a.		e.a.		NEJ		e.a.		
Alelyckan VV							e.a.			e.a.		e.a.		e.a.		NEJ		e.a.		
Lackarebäck VV							e.a.			e.a.		e.a.		e.a.		NEJ		e.a.		
Långasjöns VV		NEJ					NEJ			JA			NEJ			NEJ			JA	
Mörrumsån reservvatten		NEJ					JA*			JA			NEJ			NEJ			JA	
Mjörn ytvatten								e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	
Högåsens VV							e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	JA	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	
Degeränget VV		e.a.	e.a.	e.a.										e.a.						
Överby VV							e.a.			e.a.		e.a.		e.a.		e.a.			e.a.	
Kvarnagårdens VV							NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	
Vättern P2 ytvatten	e.a.			e.a.			e.a.					e.a.			e.a.					e.a.
Vättern P3 ytvatten	e.a.			e.a.			e.a.					e.a.			e.a.					e.a.
Åmåls VV							e.a.				e.a.	e.a.		e.a.		e.a.		e.a.		
Klämmingen ytvatten										JA				NEJ		NEJ				JA
Karlskrona VV											e.a.		e.a.			e.a.				e.a.
Lessebo VV										e.a.			e.a.			e.a.			e.a.	
Görvälnverket	NEJ	NEJ		JA				JA	JA	JA	JA		JA	NEJ	NEJ	NEJ	JA		JA	JA

*Provpunkt avvek från ordinarie denna provtagning och var nedströms en gammal industri

Genotoxicitet uppmättes i dricksvatten från två vattenverk: Görvälnverket (i 3 av 10 analyserade prov) och Långasjöns vattenverk vid en enstaka provtagning i november 2023 (Tabell 3.21) då även hög oxidativ stress uppmättes (Tabell 3.17). Genotoxisk aktivitet innebär att provet innehåller något som kan orsaka skador på arvsmassan vilket är en mycket allvarlig oönskad biologisk effekt, som kräver omfattande testning och utredning inför registrering av till exempel bekämpningsmedel och livsmedelstillsatser. DNA-skada i kroppsceller kan leda till cancer och andra sjukdomar och till reproduktionsstörningar om det drabbar könsceller. Till skillnad från annan toxicitet så saknas en säker tröskeldos för viss typ av genotoxicitet, det vill säga det finns ingen säker dos under vilken ingen genotoxisk effekt uppstår. Man vet inte vilken typ av genotoxicitet som ger effekt i en komplex kemisk blandning, som i ett vattenprov, och för att vara på den säkra sidan bedöms genotoxisk aktivitet i vattenprov inte vara acceptabel. Den genotoxiska aktiviteten har här analyserats i labbdodlade däggdjursceller. Att uppmäta genotoxicitet i odlade celler visar att provet innehåller genotoxiska ämnen, men detta är inte ett bevis för att denna effekt också skulle inträffa i ett mer komplext biologiskt system (t.ex. ett djur eller en människa). Detta eftersom det finns skyddsmekanismer eller reparationsystem som kan motverka den genotoxiska effekten.

Tabell 3.20

Genotoxicitet uppmätt med mikrokärntest i rå(yt)vatten. E.a. = ej analyserat, NEJ = ej genotoxiskt, JA = genotoxiskt. Fet stil, JA = genotoxiska prov där även oxidativ stress har uppmätts. Fet stil, NEJ = ej genotoxiska prov där ingen oxidativ stress har uppmätts. Kursiv stil = ingen analys av oxidativ stress har utförts.

Vid både Långasjöns vattenverk och Görvälnverket sker fortsatt provtagning för mätning av genotoxicitet i både rå- och dricksvatten, och ifall sådan kan påvisas i råvattnet utvärderas även prov från pilotförsök med nya reningstekniker för att säkerställa att effekten kan tas bort.

Tidigare publicerade data från Görvälnverket (Lundqvist et al. 2024) visar att genotoxisk aktivitet kunde uppmätas i det utgående dricksvattnet vid 7 av 12 tillfällen då effekten uppmättes i råvattnet. Sammantaget är det tydligt att den nuvarande reningsprocessen på Görvälnverket inte räcker till för att säkerställa att den genotoxiska aktiviteten kan renas under dricksvattenproduktionen. I MiKe-projektet provtogs, utöver rå- och dricksvatten även sandfiltrat och BAC-filtrat vid respektive 11 och 5 provtagningar (Tabell 3.22). Under hösten 2023 uppmättes genotoxisk aktivitet vid flertalet tillfällen i BAC- och dricksvatten utan att det kunnat påvisas i råvatten eller sandfiltrat. En möjlig förklaring till detta skulle kunna vara att genotoxiska ämnen bundit in till t.ex. biofilmen i BAC-filtren och sedan släppt därifrån, men för att undersöka detta närmare behövs ytterligare studier.

Tabell 3.21

Genotoxicitet uppmätt med mikrokärntest i dricksvatten. E.a. = ej analyserat, NEJ = ej genotoxiskt, JA = genotoxiskt. Fet stil, JA = genotoxiska prov där även oxidativ stress har uppmätts. Fet stil, NEJ = ej genotoxiska prov där ingen oxidativ stress har uppmätts. Kursiv stil = ingen analys av oxidativ stress har utförts.

Genotoxicitet, dricksvatten	2022										2023								
	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep
Alélyckan VV							e.a.		e.a.		e.a.		e.a.		NEJ		e.a.		
Lackarebäck VV							e.a.		e.a.		e.a.		e.a.		NEJ		e.a.		
Långasjöns VV		NEJ				NEJ			JA			NEJ			NEJ			NEJ	
Högåsens VV							e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	NEJ	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	
Degerången VV		e.a.	e.a.	e.a.									e.a.						
Överby VV							e.a.		e.a.		e.a.		e.a.		e.a.			e.a.	
Kvarnagårdens VV							NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	
Åmåls VV							e.a.			e.a.	e.a.		e.a.		e.a.		e.a.		
Karlskrona VV									e.a.			e.a.			e.a.				e.a.
Lessebo VV									e.a.			e.a.			e.a.			e.a.	
Görvälnverket	NEJ	NEJ		NEJ			JA	JA	JA	NEJ		NEJ	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.		NEJ	NEJ
Björklinge VV							NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ						

På grund av den tidvis uppmätta genotoxiska aktiviteten i dricksvatten har man på Görvälnverket utvärderat pilotförsök med GAC-filtrering i olika utsträckning sedan 2019 vilket finns redovisat i två publikationer utöver denna rapport (Yu et al. 2021; Lundqvist et al. 2024). Yu et al. (2021) redovisade att den genotoxiska aktiviteten effektivt renades i pilotskaliga GAC-filtrer vid två provtagningstillfällen under 2019 och 2020, och i Lundqvist et al. (2024) där GAC-filtrer i pilotskala provtogs från januari 2021 till februari 2023 kunde genotoxisk aktivitet endast uppmättes i 1 av 35 analyserade prov från GAC-piloterna; i filtret GAC1 (Tabell 3.23) i november 2022 då det filtrerat ca 40 000 bäddvolym. Ingen aktivitet uppmättes dock vid den efterkommande och sista provtagningen i februari 2023 (Lundqvist et al. 2024).

Inom MiKe-projektet gjordes fortsatt provtagning och analys av 6 GAC-pilotfilter på Görvälnverket från augusti till december 2023 då GAC-filtren varit i drift från ca 270 till 980 dagar (Tabell 3.23). Genotoxisk aktivitet kunde endast uppmätas i filtratet från ett pilotfilter (GAC5-20) vid en enstaka provtagning i december 2023 medan ingen aktivitet kunde uppmätas i de övriga filtraten, inklusive GAC1. Det var oväntat att uppmäta genotoxisk aktivitet i just GAC5-20 då det filtret hade kortast drifttid av alla filter och dessutom filtrerat hälften så många bäddvolym som GAC5-10 som var fyllt med aktivt kol av samma fabrikat men som hade halva kontakttiden. Därutöver kunde ingen genotoxisk aktivitet uppmätas i matarvattnet (sandfiltrat) vid detta provtagningstillfälle

men det är möjligt att ämnen som tidigare bundit in till det aktiva kolet hade desorberat. För att vidare undersöka om GAC5-20 nått genombrott behövs ytterligare mätningar och Norrvatten fortsätter att utvärdera pilotfiltren åtminstone under våren 2024. Sammantaget har pilotförsöken på Görvålverket visat att GAC-filtrering har potential att effektivt reducera genotoxisk aktivitet under en lång drifttid – åtminstone i upp till 979 dagar eller ca 2,7 år men att det är viktigt att kontinuerligt följa upp prestandan då genotoxisk aktivitet kunnat uppmätas i filtraten från två filter vid två olika tillfällen.

I Yu et al. (2021) gjordes även en provtagning från en ozonpilot och vid det tillfället togs den genotoxiska effekten som kunde uppmätas i matarvattnet bort under ozoneringen vilket indikerar att även oxidation kan vara en lämplig reningsprocess för att minska genotoxisk aktivitet.

Tabell 3.22

Genotoxisk aktivitet i prov från den fullskaliga beredningen på Görvålverket, samt efter filtrering i pilotskaliga filter med aktivt kol. BAC = biologiskt aktivt kol (biofilter), GAC = granulerat aktiverat kol (adsorptionsfilter). Tidigare data från samma pilotanläggning finns publicerade i Lundqvist et al. (2024).

		2023										
Provtagningspunkt		Mar	Apr	Maj		Jun	Aug		Sept	Okt	Nov	Dec
Fullskala	Råvatten	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	JA	NEJ	JA	JA	NEJ	NEJ	NEJ
	Sandfiltrat (matarvatten till GAC-piloter)	NEJ	NEJ	JA	NEJ	JA	NEJ	JA	JA	NEJ	NEJ	NEJ
	BAC	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	NEJ	NEJ	JA	JA	NEJ
	Dricksvatten	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	NEJ	NEJ	NEJ	JA	JA	JA
Pilotskala	GAC1	e.a.	e.a.	NEJ	e.a.	e.a.	e.a.	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ
	GAC2	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ
	GAC3	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ
	GAC4	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ
	GAC5-10	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ
	GAC5-20	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	JA

				Drifttid (dagar) vid provtagning				
Pilotfilter	EBCT (min)	Typ av GAC	Uppstart	aug-23	sep-23	okt-23	nov-23	dec-23
GAC1	20	Norit 1240	2021-04-14	859	896	929	951	979
GAC2	20	Filtrisorb 300	2021-08-17	734	771	804	826	854
GAC3	20	Filtrisorb 300HA	2021-07-23	759	796	829	851	879
GAC4	20	Filtrisorb 400	2021-08-17	734	771	804	826	854
GAC5-10	10	Filtrisorb TL830	2022-11-22	272	309	342	364	392
GAC5-20	20	Filtrisorb TL830	2022-11-22	272	309	342	364	392

På lakvattenverket Brudaremossen gjordes analys av genotoxicitet i inkommande och utgående renat vatten i maj 2023 där genotoxisk aktivitet kunde uppmätas i det ore-nade men inte i det renade vattnet (Bilaga A, Tabell A.1). Vid denna provtagning hade det aktiva kolet i två av tre filter precis bytts ut och det är därför möjligt att detta kan ha bidragit till att ta bort ämnen som orsakat den genotoxiska aktiviteten.

3.2.4 Uppföljning av tidigare kontaminering på ledningsnätet (Uppsala Vatten, Björklinge Vattenverk)

Under våren 2021 upptäcktes att halter av PAH:er (polyaromatiska kolväten) var förhöjda i Björklinge vattenverks ledningsnät. Det visade sig att en äldre, nyligen reparerad, ledning av gjutjärn var den troliga föroreningskällan. Äldre gjutjärnsrör kan innehålla stenkoltjära eller bitumen som korrosionsskydd från vilka PAH:er kan läcka. Ledningen är i dag utbytt och dricksvattnet i Björklinge uppfyller ställda krav enligt

Tabell 3.23

Översikt för de pilotskaliga kolfiltren som provtogs på Görvålverket inklusive kontakttid (EBCT = empty bed contact time), typ av GAC-material, uppstartsdatum då filtren fylldes med nytt aktivt kol, samt drifttid vid de olika provtagningstillfällena. Samtliga filter matades med sandfiltrat från det fullskaliga verket.

Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS2022:12). Då denna typ av ledningar förekommer på fler ställen i distributionsnätet ville man ändå utföra toxicitetsmätningar för att se ifall man kunde uppmäta några förhöjda effekter från transport i ledningsnätet. Vid mätning av PAH:er är det vanligtvis en grupp av 16 olika ämnen som analyseras (PAH16), det finns dock hundratals olika PAH:er. Flera olika PAH:er har visats kunna aktivera AhR (Boonen et al. 2020; Doan et al. 2020) och vissa är även genotoxiska, därför var AhR-aktivitet och genotoxicitet två viktiga parametrar att följa upp i detta projekt.

AhR-aktivitet detekterades endast i ett av åtta utgående dricksvattenprov (Tabell 3.24) men i 8 av 14 prov från ledningsnätet. AhR-aktiviteterna som uppmättes i ledningsnätet var i flera fall högre än i det aktiva dricksvattenprovet. Detta indikerar att ämnen som aktiverar AhR kan ha tillkommit vid transport av dricksvattnet genom ledningsnätet. De uppmätta effekterna är dock inte avvikande jämfört med andra dricksvattenprov i referensdata. Samtliga värden var under 90:e percentilen i referensdata (0,56 ngTCDD-ekv./l), dock så var fem värden högre än median (0,12 ngTCDD-ekv./l) (Tabell 3.24). Tre av dessa fem värden uppmättes i prover som tagits i brandposter som medvetet triggats med högre flöden. Den erfarenhet Uppsala Vatten fick under händelsen våren 2021 var att det ofta gavs högre halter av PAH när prover togs i brandposter jämfört med hos användare. Detta tros ha samband med att vid ett brandpostuttag triggas högre hastigheter i nätet och därmed en större risk att PAH frisätts. Inget av de analyserade proverna visade på genotoxisk aktivitet (Bilaga A, Tabell A.6).

Vid två enstaka tillfällen uppmättes även oxidativ stress i prov från ledningsnätet (Bilaga A, Tabell A.7); i september 2022 från Skuttunge (12,1 µgtBHQ-ekv./l) och i april 2023 från Hambogränd (16,5 µgtBHQ-ekv./l). Båda dessa värden överskrider median i referensdata (10,3 µgtBHQ-ekv./l) men är under 90:e percentilen (23,2 µgtBHQ-ekv./l). I september 2022 detekterades dessutom AR-aktivitet i det utgående dricksvattnet samt i Skuttunge med ca 0,2 ngDHT-ekv./l i båda proven (Bilaga A, Tabell A.8), dessa värden är dock långt under det föreslagna riktvärdet (EBT) för dricksvatten på 11 ngDHT-ekv./l (Brand et al. 2013). Ingen ER-aktivitet eller anti-AR kunde uppmätas i proverna från Björklinge vattenverk.

Provtagningsdatum	Utgående dricksvatten	Provpunkter på ledningsnät			
		Skuttunge	Runvägen	Hambogränd	Bror Hjorts väg
2022-09-27	LOD	0,128	e.a.	e.a.	e.a.
2022-10-25	LOD	0,209	0,092	e.a.	e.a.
2022-11-22	LOD	e.a.	e.a.	e.a.	e.a.
2022-12-13	LOD	e.a.	LOD	e.a.	e.a.
2023-01-24	0,089	LOD	e.a.	e.a.	e.a.
2023-02-28	LOD	e.a.	0,081	e.a.	e.a.
2023-03-27	LOD	LOD	e.a.	e.a.	e.a.
2023-04-24	LOD	e.a.	e.a.	0,185	e.a.
2023-05-29	e.a.	e.a.	e.a.	LOD	LOD
2023-06-27	e.a.	e.a.	e.a.	0,022	LOD
2023-08-28	e.a.	e.a.	e.a.	0,406	0,216

LOD	Under detektionsgräns
	Uppmätt värde är >LOD men under 10-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >10-percentilen men under median jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är mellan median och 90-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >90-percentilen jämfört med referensdata

Tabell 3.24

AhR-aktivitet i utgående dricksvatten från Björklinge grundvattenverk samt i olika provpunkter på ledningsnätet. Färgerna representerar hur mätvärden förhåller sig till referensdata (se legend) som utgörs av svenska dricksvattenprover.

3.2.5 Pilotförsök med nya reningstekniker (Pireva)

På Degerångets vattenverk i Piteå har man gjort pilotförsök i två olika linjer där fyra provtagningar utförts och jämförts med den fullskaliga reningen. I båda pilotlinjerna behandlades samma råvatten (från Piteälven) som i det fullskaliga vattenverket. Reningsprocesserna i piloterna visas i Tabell 3.25 där ozonering (pilotlinje 2) och GAC-filtrering (båda linjerna) förväntades kunna öka borttagningen av toxiska effekter jämfört med vattenverket baserat på tidigare studier (Yu et al. 2021; Lundqvist et al. 2024; Enault et al. 2023). Prover togs på inkommande och utgående vatten från de två pilotlinjerna.

	Direktfällning på UF	Ozonering	GAC-filtrering	UV-desinfektion	Monokloramin
Pilot 1	X		X	X	X
Pilot 2	X	X	X	X	X

Tabell 3.25

Reningsprocesser i de två pilotlinjerna på Degerångets vattenverk.

Överlag producerade pilotanläggningarna vatten med liknande eller högre ER-aktivitet jämfört med den fullskaliga beredningen (Tabell 3.26), och variationer i renings-effektivitet var stora; från ökning (provtagning 1 (båda piloter) och 2 (pilotlinje 2)) till ca 50–97 % vid provtagning 2 (linje1) och 3, vilket kan jämföras med 45–92 % reduktion i ER-aktivitet i det fullskaliga verket. I fyra av sex aktiva prov från pilotanläggningarna och ett från det nuvarande dricksvattnet var ER-aktiviteten högre än medianvärdet för dricksvatten i referensdata, samtliga värden har dock god marginal till riktvärdet för östradiol i dricksvatten på 1 000 pg/l.

AhR-aktivitet uppmättes i samtliga råvattenprov, tre av fyra dricksvattenprov från det fullskaliga verket men endast i ett prov från pilotlinje 1 och 2 prov från pilotlinje 2 vilket indikerar en något bättre rening i pilotanläggningarna (Tabell 3.26). Vid provtagningen den 3:e maj 2022 var AhR-aktiviteterna i det renade vattnet från pilotanläggningarna dock väldigt höga med 4,8 och 6,3 ngTCDD-ekv./l vilket är långt över 90:e percentilen för både dricksvatten och råvatten i referensdata (respektive 0,6 och 0,8 ng TCDD-ekv./l) och snarare kan jämföras med inkommande avloppsvatten där värdena är mellan 10:e percentilen (1,5 ngTCDD-ekv./l) och median (7,8 ngTCDD-ekv./l).

Oxidativ stress var under detektionsgräns i samtliga råvattenprover. Däremot kunde oxidativ stress uppmätas i renat vatten från det fullskaliga verket och båda pilotlinjerna vid två provtagningstillfällen (Tabell 3.26) där alla värden var högre än 10:e percentilen i referensdata och ett (från pilotlinje 2) även var högre än median. En potentiell förklaring till detta kan vara bildning av biprodukter vid klorering, kloraminering eller ozonering, men för att undersöka detta närmare bör prov tas direkt före och efter dessa doseringar.

Vid en av provtagningarna detekterades AR-aktivitet i råvattnet som inte renades i det fullskaliga verket eller pilotlinje 2 medan renings effektiviteten var nära 60 % i pilotlinje 1 (Tabell 3.26). De uppmätta aktiviteterna har god marginal till det föreslagna riktvärdet för dricksvatten på 11 ngDHT-ekv./l (Brand et al. 2013). Anti-androgen aktivitet detekterades vare sig i råvatten eller något av proverna på renat vatten.

Sammantaget så kunde ingen större förbättring i rening av de effekter som uppmättes i råvattnet ses för pilotlinjerna jämfört med den fullskaliga reningen, trots att ozonering eller GAC-filtrering var inkluderade i pilotanläggningarna. Vid två av fyra provtagningar reducerades AhR-aktivitet i råvattnet i större utsträckning i pilotlinjerna jämfört med den fullskaliga reningen men vid en av de resterande provtagningarna uppmättes mycket höga AhR-aktiviteter i renat vatten från båda piloterna. Dessa resultat sticker ut jämfört med tidigare studier av GAC-filtrering och ozonering i pilotskala (Yu et al. 2021; Lundqvist et al. 2024) där båda processerna effektivt renade ER-aktivitet till under detektionsgräns, AhR-aktivitet med åtminstone 80 % och oxidativ stress till under detektionsgräns (med två undantag) vid GAC-filtrering (Lundqvist et al. 2024).

	2022-04-12	2022-05-03	2022-05-10	2023-03-06
ER-aktivitet (pgE2-ekv./l)				
Råvatten	69,0	23,3	137	LOD

Dricksvatten	38,0	10,9	10,6	LOD
Pilot 1	118	11,1	56,1	LOD
Pilot 2	152	41,6	4,6	LOD
AhR-aktivitet (ngTCDD-ekv./l)				
Råvatten	0,40	0,83	0,30	0,02

Dricksvatten	0,25	0,98	LOD	0,11
Pilot 1	LOD	4,77	LOD	LOD
Pilot 2	LOD	6,23	LOD	0,02
Oxidativ stress (µgtBHQ-ekv./l)				
Råvatten	LOD	LOD	LOD	LOD

Dricksvatten	LOD	5,0	4,3	LOD
Pilot 1	LOD	5,7	4,2	LOD
Pilot 2	LOD	12,2	4,4	LOD
AR-aktivitet (ngDHT-ekv./l)				
Råvatten	LOD	1,4	LOD	LOD

Dricksvatten	LOD	1,4	LOD	LOD
Pilot 1	LOD	0,6	LOD	LOD
Pilot 2	LOD	1,3	LOD	LOD

LOD	Under detektionsgräns
	Uppmätt värde är >LOD men under 10-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >10-percentilen men under median jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är mellan median och 90-percentilen jämfört med referensdata
	Uppmätt värde är >90-percentilen jämfört med referensdata

Tabell 3.26

Östrogenreceptor(ER)-, arylhydrokarbonreceptor(AhR)-, Nrf2- (oxidativ stress) och androgenreceptor(AR)-aktivitet i rå- och dricksvattenprover tagna från det fullskaliga vattenverket Degerången samt från två pilotlinjer som matades med råvatten. Färgerna representerar hur mätvärden förhåller sig till referensdata (se legend) som utgörs av svenska rå- och dricksvattenprover. Proverna från pilotanläggningen har jämförts med dricksvatten.

4 Slutsatser och framåtblick

Denna rapport redovisar resultat från en ettårig studie av mikrobiologiska (AP1) och kemiska (AP2) hälsorisker på 5 respektive 16 svenska vattentäkter eller vattenverk av olika storlek där majoriteten använder ytvatten som råvatten.

4.1 AP1 – Mikrobiologiska risker

Även om underlaget är relativt litet från 4 vattenverk och en ganska spridd analysbild erhöles kan ett antal slutsatser och rekommendationer formuleras:

- Analys av VLP visar hur väl olika reningssteg avskiljer virus (Tabell 3.3). Analysen utförs redan på två av de deltagande verken.
- Analysresultat på TNC bör korrelera med flödescytometriska mätningar av mikroorganismer. Kontinuerlig mätning med flödescytometri är ett bättre alternativ jämfört med TNC.
- Analys av ATP visar på både biomassa och viabilitet hos populationer i vatten och i biofilmer. Metoden är lämplig för biofilmer som växt sig för tjocka för att kunna analyseras med mikroskoppräkning.
- Det kan vara lämpligt att analysera AOC efter olika reningssteg för att bedöma i vilken omfattning desinfektionsmetoder påverkar AOC-halten och därmed också tillväxtpotentialen av mikroorganismer i ledningsnäten.
- Begreppet biostabilitet är svårdefinierat. Här föreslås att biostabilitet i ett ledningsnät uppnås när nätets biofilmer uppnår ett biologiskt steady state där tillväxt balanseras av predation av protozoer, och avlossning till dricksvattnet.

I dagsläget är det som inledningsvis konstaterats inte möjligt att korrelera AOC med förekomst av *Legionella* samt sjukdomsutbrott. En viktig orsak är att sådana data är kunders sekretessbelagda egendom och de kan därför inte enkelt utnyttjas. Det samma gäller Folkhälsomyndighetens data på sjukdomsfall, antalet fall per år är känt men information om var de inträffat och vem som drabbats lyder också under sekretessförordningar.

- En rekommendation till vattenproducenter kan vara att kontakta respektive miljöenhet och förhöra sig om hur många fall av legionärssjukan och förekomst av *Legionella* det finns på ledningsnätet. Är det många kan analys av utgående AOC vara lämplig.
- Ett framtida forskningsprojekt när det gäller koppling mellan AOC-halt och förekomst av *Legionella* bör planeras i samverkan med vattenverk, kommunernas miljöenheter och folkhälsomyndigheten. Ett sådant projekt bör också se på om det är möjligt att minska halt utgående AOC efter desinfektion.

4.2 AP2 – Kemiska risker

Effektbaserad analys utfördes i rå-, reserv- och/eller dricksvatten hos 15 kommunala VA-organisationer under ett års provtagningar. De analyser som användes mäter förekomsten av hormonstörande och genotoxiska ämnen (aktivering av östrogen- och androgenreceptorerna samt genotoxiska effekter med mikrokärntest) samt den allmänna föroreningsbelastningen (AhR-aktivitet, oxidativ stress och anti-androgen aktivitet). Detta är en av de mest omfattande studierna med effektbaserad analys som gjorts globalt och förhoppningen är att de resultat som tagits fram ska komma till nytta inte bara för de deltagande dricksvattenproducenterna utan även bidra med kunskap till övriga aktörer i VA-Sverige.

I detta projekt har vi kunnat visa på frekvent förekomst av *bioaktiva* ämnen, dvs ämnen som har en effekt på en levande organism, vävnad eller cell, i svenska råvatten och dricksvatten. Dessa ämnen kan vara både syntetiska, t.ex. läkemedel, industrikemikalier och bekämpningsmedel, och naturligt förekommande, t.ex. alg- eller mykotoxiner. De metoder som har använts, effektbaserade analyser i odlade celler, mäter förekomst av ämnen som kan orsaka *specifika* effekter (t.ex. hormonstörande) och plockar upp totaleffekter från alla ämnen i ett vattenprov som kan orsaka de effekter som studeras. Resultaten visar ett samlat svar utifrån ämnenas koncentration och toxiska potens. Man kan därmed mäta effekter från både kända och okända ämnen samt blandningseffekter som kan uppstå när flera ämnen interagerar. Effektbaserad analys i odlade celler är ett tidigt varningssystem som visar på förekomst av bioaktiva ämnen som kan leda till toxiska effekter på organ, hela organismer och populationer (som finns beskrivet i konceptet *Adverse Outcome Pathways*, AOP).

Arylhydrokarbonreceptor(AhR)-aktivitet var den vanligaste uppmätta effekten i råvatten där 80 % av alla analyserade prov hade mätbar AhR-aktivitet. Reningseffektiviteten i de studerade vattenverken varierade mycket vilket kan bero på det stora antalet ämnen som kan orsaka effekten. Överlag var reningseffektiviteten begränsad med en median på 35 % vilket visar att andra reningstekniker kan behöva implementeras för en mer effektiv rening. En tidigare studie av Görvälnverket (Lundqvist et al. 2024) har visat på effektiv rening i pilotskaliga GAC-filtrer medan borttagningen vid konventionell kemisk fällning var mycket låg.

Oxidativ stress uppmättes, till skillnad från AhR-aktivitet endast i vissa råvattentäkter vilket indikerar mer specifika källor för ämnen som orsakar oxidativ stress i de undersökta råvattnen. Oxidativ stress kunde dessutom detekteras i flera dricksvatten utan att effekten uppmätts i råvattnet vilket kan bero på bildning av toxiska biprodukter vid klorering och kloraminering då flera studier visat att desinfektionsbiprodukter kan orsaka oxidativ stress (t.ex. Neale et al. 2012 och Lundqvist et al. 2019).

Effekter från hormonstörande östrogena ämnen detekterades i nästan hälften av alla rå(yt)vattenprover som analyserades och särskilt höga aktiviteter uppmättes under sommarmånaderna, något som även har setts i tidigare studier (Deich et al. 2020; Kerin et al. 2012; Pinto et al. 2005). Orsaker till höga östrogena aktiviteter kan vara t.ex. bräddning av orenat avloppsvatten, högre halter eller större volymbidrag från renat avloppsvatten vid råvattenuttaget, tillförsel av myko(mögel)toxiner via avrinning från land, eller förekomst av industrikemikalier med östrogena egenskaper. Källorna till de östrogena ämnena har dock inte undersökts inom detta projekt. Reningseffektiviteten var högre än för AhR-aktivitet med en median på 75 % minskning från rå- till dricksvatten och var särskilt hög för vattenverk som använder konstgjord infiltration eller GAC-filtrering.

Androgen och anti-androgen aktivitet detekterades endast i ett fåtal prover.

Genotoxisk aktivitet uppmättes i flera råvatten och även i dricksvatten från två vattenverk. De vattenverk där genotoxisk aktivitet har detekterats i dricksvatten har tagit detta på allvar och övervakar fortsatt genotoxicitet i rå- och dricksvatten samt utvärderar hur denna kan renas bort med nya reningstekniker. Pilotförsök på Görvälnverket indikerar att GAC-filtrering kan vara effektivt för att rena de ämnen som orsakar genotoxisk aktivitet i råvattnet men reningseffektiviteten kan såklart variera beroende på vilka ämnen som orsakat den uppmätta effekten.

I denna studie har fokus legat på att utvärdera rå- och dricksvattenkvalitet och den övergripande reningseffektiviteten på olika vattenverk. Framtida studier där prover tas före och efter specifika reningssteg kan komplettera med viktig information om processspecifik reningseffektivitet. Särskilt intressanta reningsprocesser att undersöka är de som kan utgöra en bred "kemisk barriär" genom att ta bort många olika typer av organiska mikroföroreningar. Detta inkluderar applikationer med aktivt kol, filtrering med tajta membran (nanofiltrer eller omvänd osmos) samt oxidation med ozonering eller avancerade oxidationsprocesser. Vid oxidationsprocesser samt vid dosering av klor eller

kloramin är det även aktuellt att undersöka ifall det kan bildas toxiska omvandlingsprodukter eller desinfektionsbiprodukter. För att utvärdera förekomsten av organiska mikroföroreningar så är det tydligt att det inte räcker med den riktade kemiska analys som vanligtvis används i dag, utan för att upptäcka förekomst av okända föroreningar, omvandlingsprodukter, metaboliter och blandningseffekter så behövs nya metoder.

Effektbaserad analys är ett kraftfullt verktyg som kompletterar kemisk analys genom att mäta biologiska effekter från hela den komplexa blandningen av organiska mikroföroreningar som förekommer i vatten. Analyserna passar väl in i den nya riskbaserade strategin som är inkluderad i det nya dricksvattendirektivet (EU 2020/2184) och ska gälla från källa till kran. För att metoderna ska kunna utgöra ett tidigt varningssystem rekommenderas att de används kontinuerligt för kontroll av rå- och dricksvatten, för att utvärdera processspecifik reningseffektivitet – särskilt för reningsprocesser som kan utgöra en generell kemisk barriär såsom aktivt kol, oxidation och NF- eller RO-membranfiltrering samt för att kontrollera biproduktbildning vid tillsats av klorkemikalier eller vid oxidation. På så sätt ökar möjligheten att:

1. upptäcka förekomst av okända farliga ämnen och blandningar
2. säkerställa tillräcklig rening vid dricksvattenproduktion så att människor kan skyddas från exponering av farliga ämnen och blandningar.

Referenser

AP1

- Chan S., Pullerits K., Keucken A., Persson K. M., Paul C. J. och Radstrom P. (2019). Bacterial release from pipe biofilm in a full-scale drinking water distribution system. *NPJ Biofilms Microbiomes*, 5, 9.
- Eydal H. S., Jagevall S., Hermansson M. och Pedersen K. (2009). Bacteriophage lytic to *Desulfovibrio aesopoeensis* isolated from deep groundwater. *The ISME journal*, 3, 1139-47.
- Eydal H. S. och Pedersen K. (2007). Use of an ATP assay to determine viable microbial biomass in Fennoscandian Shield groundwater from depths of 3-1000 m. *Journal of Microbiological Methods*, 70, 363-73.
- Falkinham J. O. 3rd (2020). Living with Legionella and Other Waterborne Pathogens. *Microorganisms*, 8.
- Falkinham J. O. 3rd, Hilborn E. D., Arduino M. J., Pruden A. och Edwards, M. A. (2015). Epidemiology and Ecology of Opportunistic Premise Plumbing Pathogens: *Legionella pneumophila*, *Mycobacterium avium*, and *Pseudomonas aeruginosa*. *Environ Health Perspect*, 123, 749-58.
- Huang G., Ng T. W., Chen H., Chow A. T., Liu S. och Wong P. K. (2020). Formation of assimilable organic carbon (AOC) during drinking water disinfection: A microbiological prospect of disinfection byproducts. *Environ Int*, 135, 105389.
- Kyle J. E., Eydal H. S., Ferris F. G. och Pedersen K. (2008). Viruses in granitic groundwater from 69 to 450 m depth of the Äspö hard rock laboratory, Sweden. *The ISME journal*, 2, 571-4.
- Liu X., Wang J., Liu T., Kong W., He X., Jin Y. och Zhang B. (2015). Effects of assimilable organic carbon and free chlorine on bacterial growth in drinking water. *PLoS One*, 10, e0128825.
- Magnabosco C., Lib L. H., Dong H., Bomberg M., Ghiorse W., Stan-Lotter H., Pedersen K., Kieft T. L., Van Heerden E. och Onstott T. C. (2018). The biomass and biodiversity of the continental subsurface. *Nature Geoscience*, 11, 707-717.
- Noble R. T. och Fuhrman J. A. (1998). Use of SYBR Green I for rapid epifluorescence counts of marine viruses and bacteria. *Aquatic Microbial Ecology*, 14, 113-118.
- Pedersen K. (1990). Biofilm development on stainless steel and pvc surfaces in drinking water. *Water Research*, 24, 239-243.
- Pedersen K. (2012). Influence of H₂ and O₂ on sulphate-reducing activity of a subterranean community and the coupled response in redox potential. *FEMS Microbiology Ecology*, 82, 653-665.
- Pedersen K., Bengtsson A., Edlund J. och Eriksson L. (2014). Sulphate-controlled diversity of subterranean microbial communities over depth in deep groundwater with opposing gradients of sulphate and methane. *Geomicrobiology Journal*, 31, 617-631.
- Wu X., Pedersen K., Edlund J., Eriksson L., Astrom M., Andersson A. F., Bertilsson S. och Dopson M. (2017). Potential for hydrogen-oxidizing chemolithoautotrophic and diazotrophic populations to initiate biofilm formation in oligotrophic, deep terrestrial subsurface waters. *Microbiome*, 5, 37.

AP2

- Boonen I., Van Heyst A., Van Langenhove K., Van Hoeck E., Mertens B., Denison
-

-
- M. S., Elskens M. och Demaegdt H. (2020). Assessing the receptor-mediated activity of PAHs using AhR-, ER α -and PPAR γ -CALUX bioassays. *Food and Chemical Toxicology*, 145, 111602
- Brand W., de Jongh C.M., van der Linden S.C., Mennes W., Puijker L.M., van Leeuwen C.J., van Wezel A.P., Schriks M. och Heringa M.B. (2013). Trigger values for investigation of hormonal activity in drinking water and its sources using CALUX bioassays. *Environ Int* 55:109–118
- Deich C., Kanwischer M., Jöhne M. och Waniek J.J. (2020). Patterns of estrogenic activity in the Baltic Sea. *Chemosphere* 240, 124870
- Demaegdt H., Daminet B., Evrard A., Scippo M.-L., Muller M., Pussemier L., Callebaut A. och Vandermeiren K. (2016). Endocrine activity of mycotoxins and mycotoxin mixtures. *Food and Chemical Toxicology* 96: 107-116.
- Dingemans M. L., Baken K. A., van der Oost R., Schriks M. och van Wezel A. P. (2018). Risk-Based Approach in the Revised European Union Drinking Water Legislation: Opportunities for Bioanalytical Tools. *Integr Environ Assess Manag* 999, 1-9
- Doan T. Q., Connolly L., Igout A., Nott K., Muller M. och Scippo M. L. (2020). In vitro profiling of the potential endocrine disrupting activities affecting steroid and aryl hydrocarbon receptors of compounds and mixtures prevalent in human drinking water resources. *Chemosphere*, 258, 127332
- Enault J., Loret J.-F., Neale P.A., de Baat M.L., Escher B.I., Belhadj F., Kools S.A.E., Pronk G.J. och Leusch F.D.L. (2023). How effective are water treatment processes in removing toxic effects of micropollutants? A literature review of effect-based monitoring data. *Journal of Water and Health*, Vol 21, No 2, 235
- Escher B.I., Stapleton H.M. och Schymanski E.L. (2020). Tracking complex mixtures of chemicals in our changing environment. *Science* 367, 388-392
- Escher B., Neale P., Leusch F. (2021) Bioanalytical Tools in Water Quality Assessment, *IWA publishing*, DOI: <https://doi.org/10.2166/9781789061987>, ISBN electronic: 9781789061987
- Ferraro P. J. och Prasse, C. (2021). Reimagining safe drinking water on the basis of twenty-first-century science. *Nature Sustainability* 4, 1032-1037
- Krein A., Pailler J.-Y., Guignard C., Gutleb A.C., Hoffmann L., Meyer B., Keßler S., Berckmans P. och Witters H.E. (2012). Determination of estrogen activity in river waters and wastewater in Luxembourg by chemical analysis and the yeast estrogen screen assay. *Environ. Pollut.* 1
- Lundqvist J., Andersson A., Johannisson A., Lavonen E., Mandava G., Kylin H., Bastviken, D. och Oskarsson A. (2019). Innovative drinking water treatment techniques reduce the disinfection-induced oxidative stress and genotoxic activity. *Water Research*, 155, 182-192.
- Lundqvist J., Lavonen E., Mandava G., Selin E., Ejhed H. och Oskarsson, A. (2024). Effect-based monitoring of chemical hazards in drinking water from source to tap: seasonal trends over 2 years of sampling. *Environmental Sciences Europe* 36:45
- Neale P.A., Antony A., Bartkow M.E., Farre M.J., Heitz A., Kristiana I., Tang J.Y.M. och Escher B. I. (2012). Bioanalytical assessment of the formation of disinfection byproducts in a drinking water treatment plant. *Environmental Science & Technology*, 46(18), 10317-10325
- Oskarsson A., Rosenmai A. K., Mandava G., Johannisson A., Holmes A., Tröger R. och Lundqvist J. (2021). Assessment of source and treated water quality in seven drinking water treatment plants by in vitro bioassays – Oxidative stress and antiandrogenic effects after artificial infiltration. *Sci Tot Env* 758, 144001
-

Pinto B., Garritano S. och Reali D. (2005). Occurrence of estrogen-like substances in the marine environment of the Northern Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 1681-1685

SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks) (2022), Preliminary Opinion on “Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive”, 17-alpha-ethinylestradiol (EE2), Beta-Estradiol (E2) and Estrone (E1), 1st March 2022

Tang J.Y.M., Aryal R., Deletic A., Gernjak W., Glenn E., McCarthy D. och Escher B. I. (2013). Toxicity characterization of urban stormwater with bioanalytical tools. *Water Research*, 47(15), 5594-5606

Tröger R., Köhler S. J., Franke V., Bergstedt O. och Wiberg K. (2020). A case study of organic micropollutants in a major Swedish water source – Removal efficiency in seven drinking water treatment plants and influence of operational age of granulated activated carbon filters. *Sci Tot Env* 706, 135680

Yu M., Lavonen E., Oskarsson A. och Lundqvist J. (2021). Removal of oxidative stress and genotoxic activities during drinking water production by ozonation and granular activated carbon filtration. *Environ Sci Eur* 33, 124

Yu M., Oskarsson A., Alexander J. och Lundqvist J. (2024). Estrogenic, androgenic, and genotoxic activities of zearalenone and deoxynivalenol in in vitro bioassays including exogenous metabolic activation. *Mycotoxin Research*, 1-16.

Bilaga

Bilaga A Övriga resultat från effektbaserad analys

Provtagnings- datum	Provpunkt	AhR-aktivitet (ngTCDDekv/l)	Ox. stress (µgtBHQekv/l)	ER-aktivitet (pgE2ekv/l)	AR-aktivitet (ngDHTekv/l)	Anti-AR (ngOHFekv/l)	Geno- toxicitet
2022-09-27	Inkommande	3,16	8,7	LOD	LOD	124	ea
2022-11-30		5,52	LOD	1820	LOD	557	ea
2023-01-25		10,2	LOD	1480	LOD	33,7	ea
2023-03-29		1,88	LOD	8931	LOD	47,0	ea
2023-05-30		3,89	LOD	904	LOD	538	JA
2023-07-25		0,313	LOD	1700	29,1	173	ea
2022-09-27	Utgående	0,986	3,8	LOD	LOD	42,7	ea
2022-11-30		1,04	LOD	LOD	LOD	462	ea
2023-01-25		6,72	LOD	730	LOD	20,6	ea
2023-03-29		1,96	LOD	4647	LOD	31,6	ea
2023-05-30		0,040	LOD	LOD	LOD	66,7	NEJ
2023-07-25		0,037	LOD	68,9	LOD	LOD	ea

Tabell A.1

Uppmätta aktiviteter från effektbaserad analys vid Brudaremossens lakvattenverk. LOD = prov under detektionsgräns, ea = ej analyserat.

Provtagnings-datum	Provpunkt	AhR-aktivitet (ngTCDDekv/l)	Oxidativ stress (µgtBHQekv/l)	ER-aktivitet (pgE2ekv/l)	AR-aktivitet (ngDHTekv/l)	Anti-AR (ngOHFekv/l)
2022-10-27	GV-brunn 1602	LOD	LOD	69,0	LOD	LOD
2022-11-22		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-01-25		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-03-27		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-05-30		0,025	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-08-21		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2022-10-27	GV-brunn 1701	LOD	LOD	75,4	LOD	LOD
2022-11-22		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-01-25		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-03-27		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-05-30		0,028	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-08-21		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2022-10-27	GV-rör 1630	LOD	LOD	95,4	LOD	LOD
2022-11-22		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-01-25		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-03-27		0,014	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-05-30		0,036	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-08-21		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2022-10-27	GV-rör 1407	LOD	LOD	77,5	LOD	LOD
2022-11-22		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-01-25		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-03-27		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-05-30		0,033	LOD	LOD	LOD	LOD
2023-08-21		LOD	LOD	LOD	LOD	LOD

Tabell A.2

Uppmätta aktiviteter från effektbaserad analys av prover från grundvattentäkten i Mon (GV = grundvatten). LOD = prov under detektionsgräns, ea = ej analyserat.

	2022											2023								
AR-aktivitet rå(yt)vatten (ngDHT-ekv./l)	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	
Göta Älv Lärjeholm							LOD		LOD		3,3		LOD		LOD		LOD			
Alelyckan VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			
Lackarebäck VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			
Långasjöns VV		LOD				LOD			LOD			LOD			LOD			LOD		
Mörrumsån reservvatten		LOD				LOD			LOD			LOD			LOD			LOD		
Mjörn ytvatten								LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD		
Högåsens VV							0,22	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD		
Degeränget VV		LOD	1,4	LOD									LOD							
Överby VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			LOD		
Kvarnagårdens VV							LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD		
Vättern P2 ytvatten	LOD			0,9			LOD				LOD			LOD					LOD	
Vättern P3 ytvatten	LOD			2,7			LOD				LOD			LOD					LOD	
Åmåls VV							LOD			LOD	LOD		LOD		LOD		LOD			
Klämmingen ytvatten									LOD				LOD		LOD				LOD	
Karlskrona VV									LOD			LOD			LOD				LOD	
Lessebo VV									LOD			LOD			LOD			LOD		
Görvålverket									LOD											

Tabell A.3

Uppmätt androgen-receptor(AR)-aktivitet i rå(yt)vatten. LOD = under detektionsgräns.

	2022										2023								
AR-aktivitet dricksvatten (ngDHT-ekv./l)	April	Maj		Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep
Alelyckan VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		
Lackarebäck VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		
Långasjöns VV	LOD					LOD			LOD			LOD			LOD			LOD	
Högåsens VV							LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	
Degeränget VV	LOD	1,4	LOD										LOD						
Överby VV							LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			LOD	
Kvarnagårdens VV							LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	
Åmåls VV							LOD			LOD	LOD		LOD		LOD		LOD		
Karlskrona VV									LOD			LOD			LOD				LOD
Lessebo VV									LOD			LOD			LOD			LOD	
Görvålverket									LOD										
Björklinge VV							0,15	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD					

Tabell A.4

Uppmätt androgen-receptor(AR)-aktivitet i dricksvatten. LOD = under detektionsgräns.

Anti-AR dricksvatten (ngOHF-ekv./l)	2022										2023							
	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mars	April	Maj	Juni	Juli	Aug	Sep
Älelyckan VV						LOD		LOD		16,0		LOD		LOD		LOD		
Lackarebäck VV						LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		LOD		
Långasjöns VV	LOD				LOD			LOD			LOD			LOD			LOD	
Högåsens VV						LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	93,6	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	
Degerången VV	LOD	LOD	LOD									LOD						
Överby VV						LOD		LOD		LOD		LOD		LOD			LOD	
Kvarnagårdens VV						LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	
Åmåls VV						LOD			LOD	LOD		LOD		LOD		109		
Karlskrona VV								LOD			LOD			LOD				LOD
Lessebo VV								LOD			LOD			LOD			LOD	
Görvålverket								LOD										
Björklinge VV						LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD	LOD					

Tabell A.5

Uppmätt anti-androgen aktivitet i dricksvatten. LOD = under detektionsgräns.

Provtagnings- datum	Utgående dricksvatten	Provpunkter på ledningsnät			
		Skuttunge	Runvägen	Hambogränd	Bror Hjorts väg
2022-09-27	NEJ	NEJ			
2022-10-25	NEJ	NEJ	NEJ		
2022-11-22	NEJ				
2022-12-13	NEJ		NEJ		
2023-01-24	NEJ	NEJ			
2023-02-28	NEJ		NEJ		
2023-03-27	NEJ	NEJ			
2023-04-24	NEJ			NEJ	
2023-05-29				NEJ	NEJ
2023-06-27				NEJ	NEJ
2023-08-28				NEJ	NEJ

Tabell A.6

Uppmätt genotoxisk aktivitet i olika vattenprov från Björklinge vattenverk; utgående dricksvatten samt fyra provpunkter på ledningsnätet.

Provtagningsdatum	Utgående dricksvatten	Provpunkter på ledningsnät			
		Skuttunge	Runvägen	Hambogränd	Bror Hjorts väg
2022-09-27	LOD	12,1			
2022-10-25	LOD	LOD	LOD		
2022-11-22	LOD				
2022-12-13	LOD		LOD		
2023-01-24	LOD	LOD			
2023-02-28	LOD		LOD		
2023-03-27	LOD	LOD			
2023-04-24	LOD			16,5	
2023-05-29				LOD	LOD
2023-06-27				LOD	LOD
2023-08-28				LOD	LOD

Tabell A.7

Uppmätt oxidativ stress (aktivering av Nrf2) uttryckt i $\mu\text{g} \text{BHQ-ekv./l}$ i olika vattenprov från Björklinge vattenverk; utgående dricksvatten samt fyra provpunkter på ledningsnätet. LOD = under detektionsgräns.

Provtagningsdatum	Utgående dricksvatten	Provpunkter på ledningsnät			
		Skuttunge	Runvägen	Hambogränd	Bror Hjorts väg
2022-09-27	0,15	0,16			
2022-10-25	LOD	LOD	LOD		
2022-11-22	LOD				
2022-12-13	LOD		LOD		
2023-01-24	LOD	LOD			
2023-02-28	LOD		LOD		
2023-03-27	LOD	LOD			
2023-04-24	LOD			LOD	
2023-05-29				LOD	LOD
2023-06-27				LOD	LOD
2023-08-28				LOD	LOD

Tabell A.8

Uppmätt androgenreceptor(AR)-aktivitet uttryckt i ngOHF-ekv./l i olika vattenprov från Björklinge vattenverk; utgående dricksvatten samt fyra provpunkter på ledningsnätet. LOD = under detektionsgräns.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se