

Sekundære renseløsninger for tunnelvaskevann

Innhold og rensing av sporelementer og
organiske mikroforurensninger

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 1081



Tittel

Sekundære renseløsninger
for tunnelvaskevann

Undertittel

Innhold og rensing av sporelementer og
organiske mikroforurensninger

Forfatter

Hanne Vistnes og Thomas Meyn, NTNU

Avdeling

Teknologi og utvikling Utbygging

Seksjon**Prosjektnummer****Rapportnummer**

1081

Prosjektleder

Frode Nordang Bye

Godkjent av

Frode Nordang Bye

Emneord

Tunnelvaskevann, sekundære renseløsninger,
sporelementer, organiske mikroforurensning,
Bjørnegårdtunnelen

Sammendrag

Sekundære renseløsninger for tunnelvaskevann er testet ut i et fullskala renseanlegg i Bjørnegårdtunnelen og i laboratorieforsøk. Rensing ved hjelp av henholdsvis posefilter, adsorpsjonsfilter og membranfilter, og renseeffekten i forhold til ulike sporelementer og organiske mikroforurensninger er undersøkt. Rapporten gir også anbefalinger om utvikling av fremtidige renseløsninger for tunnelvaskevann. Den er skrevet av Hanne Vistnes og Thomas Meyn, NTNU.

Title

Secondary treatment solutions for tunnel wash
water

Subtitle

Content and treatment of trace elements and
organic micropollutants

Author

Hanne Vistnes og Thomas Meyn, NTNU

Department

Technology and Development

Section**Project number****Report number**

1081

Project manager

Frode Nordang Bye

Approved by

Frode Nordang Bye

Key words

Tunnel wash water, secondary treatment
solutions, trace elements, organic
micropollutants, Bjørnegårdtunnelen

Summary

Secondary treatment solutions for tunnel wash water have been tested both in a full-scale treatment facility in the Bjørnegård Tunnel and in laboratory experiments. Treatment using bag filters, adsorption filters, and membrane filters was investigated, along with the purification efficiency related to different trace elements and organic micropollutants. The report also provides recommendations for the development of future treatment solutions for tunnel wash water. It was written by Hanne Vistnes and Thomas Meyn, NTNU.



Sammendrag

Trafikk er en betydelig kilde til forurensning i miljøet. Forurensninger slippes ut langs veier og kan transporteres lenger unna med vind og regn. Tunneler er veikonstruksjoner som akkumulerer en betydelig mengde forurensning på grunn av at innsiden beskyttes for påvirkningene fra været utenfor. For å opprettholde sikkerheten og øke levetiden til tunnelene, vaskes de regelmessig, spesielt i byområder med høy trafikkbelastning. Denne vaskeprosessen produserer tunnelvaskevann (TVV), en type svært forurenset vann som inneholder alle forurensningene som en gang var på innsiden av tunnelen. Tidligere undersøkelser av innholdet i TVV har avdekket høye konsentrasjoner av sporelementer og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), med noe ekstra interesse for dekkrelaterte forurensninger de siste årene. Det er imidlertid lite kunnskap om tilstedeværelsen av andre organiske mikroforurensninger, som per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS), benzotiazoler (BTH), benzotriazoler (BTR), bisfenoler (BP) og benzofenoner (BzP), som allerede er etablert i avrenning fra veier og parkeringsplasser. I dag er rensing av TVV et krav før utslipp til miljøet. Standard rensemetode for TVV er sedimentering. I områder med høy trafikkbelastning mistenkes imidlertid forurensningskonsentrasjonene å være for høye til at sedimentasjon alene er nok, spesielt for oppløste forurensninger som ikke fjernes under sedimentering. Alternative rensemetoder som ytterligere forbedrer vannkvaliteten til TVV har kun blitt testet i laboratorieskalaforsøk, mens felteksperimenter under realistiske forhold og over en lengre periode mangler. I tillegg trengs en bedre forståelse av de biologiske effektene av TVV for spesifikke toksikologiske endepunkter og hvordan disse endres under rensing. Dette er nødvendig for å optimalisere rensestrategier og sikre en minimal påvirkning på mottakende resipienter. Prosjektet som denne rapporten oppsummerer har derfor hatt som mål å undersøke ulike renseteknologier for å fjerne sporstoffer, organiske mikroforurensninger og biologiske effekter fra TVV.

Prøvetaking av og feltforsøk med alternative rensemetoder for TVV ble utført i Bjørnegårdtunnelen utenfor Oslo. Tunnelen er utstyrt med to innendørs sedimentasjonsbassenger for primærrensing og en pilot for sekundærrensing. Piloten er utstyrt med posefiltrering, mikrofiltrering med en keramisk membran og en filtreringskolonne som inneholder granulært aktivert karbon (GAC). Ti sporelementer og 48 av 78 analyserte organiske mikroforurensninger ble påvist i TVV. Mange av disse forbindelsene har blitt etablert som giftige for eksponerte organismer. 15 har blitt kategorisert som å ha en svært høy persistent, mobil og toksisk (PMT) score. Disse er svært problematiske å slippe ut i miljøet og vanskelige å fjerne ved konvensjonell vannrensing. Flere av sporelementene ble påvist i høyest konsentrasjon på partikler sammenlignet med den oppløste fraksjonen. Derimot ble de fleste organiske forbindelser, bortsett fra PAH, hovedsakelig funnet i den oppløste fraksjonen. Dette betyr at hovedfokus på metaller og PAH i utslippstillatelser er ikke lenger holdbart, og mobile organiske miljøgifter burde inkluderes.

Under rensing hadde sedimentering størst innvirkning på partikler og partikkelassosierte forurensninger, men kun en mindre påvirkning på de oppløste forbindelsene. Sekundær rensing med membranfiltrering reduserte partikler og noen få partikkelassosierte sporelementer, men påvirket ikke partikkelassosierte mikroforurensninger. En betydelig forbedring av oppløste organiske og uorganiske forurensninger ble bare observert etter GAC-filtreringen, sannsynligvis på grunn av GACs evne til å adsorbere oppløste forbindelser til overflaten. De biologiske effektene av den oppløste fraksjonen av ubehandlet TVV overskred de regulatoriske effektbaserte triggerverdiene (EBT). GAC-

filtrering reduserte AhR-aktivering og hemmingen av neurittutvekst forårsaket av oppløste stoffer betydelig til under regulatoriske EBT-er i alle tilfellene, noe som indikerer vellykket rensing av TVV.

Filtrering gjennom granulert aktivt kull ble vurdert som best egnet som sekundærrensing for TVV etter sedimentering. Denne rensemetoden var den eneste som reduserte både uorganiske og organiske forurensninger betydelig, og er samtidig en kostnadseffektiv løsning og forholdsvis lett å gjennomføre og drifte. Med implementering av GAC i rensing av TVV kan nivåene av persistente og giftige forbindelser som slippes ut i miljøet reduseres betydelig sammenlignet med dagens standard rensing. En anbefalt tilnærming innebærer bruk av sedimentering for primærrensing etterfulgt av GAC-filtrering, med foreslåtte modifikasjoner. Løsninger som bare fokuserer på fjerning av metaller bør unngås. En slik tilnærming tar ikke hensyn til den samlede miljørisikoen av både organiske og uorganiske miljøgifter i TVV.

Behovet for stasjonære renseløsninger eller potensialet for mobile rensesystemer bør vurderes. Mobile løsninger kan flyttes fra sted til sted, noe som gjør at de kan være i drift 24/7 og vedlikehold kan foregå hvor som helst. Stasjonære renseløsninger plassert ved hver tunnel er bare i drift en veldig begrenset periode av året, noe som ikke er veldig effektivt. Færre mobile renselanlegg kunne eventuelt erstatte flere stasjonære anlegg. Mobile løsninger kunne ta i bruk metoder som er kjent fra mer konvensjonell vannrensing, for eksempel kjemisk felling. En slik tilnærming kunne bli enda mer relevant hvis renskravene blir strengere eller hvis rensingen skal skje fortere, for eksempel i mobile renseløsninger.

For å sikre at skadelig TVV ikke slippes ut i miljøet, anbefales det å utvide listen over forbindelser i utslippstillatelsene med en del organiske miljøgifter, som er tydelig underrepresentert i tillatelsene i dag. Stoffene som burde legges til er noen BTH (for eksempel 2-OH-BTH) og BTR, for eksempel TTR, som ble funnet i prøver fra alle vask, og som er knyttet til høy miljørisiko. Stoffene er mye brukt og lekker for eksempel ut fra dekkpartikler. Dessuten kunne det være nødvendig å inkludere noen av PMT-forbindelsene som er nevnt tidligere, og noen PFAS-forbindelsene som inngår i summen av PFOA-ekvivalenter. Videre anbefales det å inkludere bioanalytiske verktøy i overvåkingen av TVV, da dette kan bidra til kunnskap om den samlede toksisiteten i prøven uten å måtte analysere et stort antall enkeltforbindelser og uten å ha EQS-verdier for alle enkeltforurensninger.

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	9
1.1	Bakgrunn for prosjektet.....	12
1.2	Målsettinger og forskningsspørsmål	12
1.3	Omfang og begrensninger	14
1.4	Rapportens oppbygning	14
2	Bakgrunn om utvalgte vannkvalitetsparametere	16
2.1	Metaller og sporelementer	16
2.2	Organiske forurensinger	16
2.2.1	Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	17
2.2.2	Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)	18
2.2.3	Benzotiazoler (BTH) og benzotriazoler (BTR)	18
2.2.4	Bisfenoler (BP).....	19
2.2.5	Benzofenoner (BzP).....	19
2.3	Økotoksikologiske effekter av TVV	20
2.3.1	Virkemåter for toksiske reaksjoner	21
3	Metoder	22
3.1	Beskrivelse av FoU-anlegget i Bjørnegårdtunnelen.....	22
3.1.1	Posefilter	23
3.1.2	Mikrofiltrering	23
3.1.3	Adsorpsjonskolonne.....	24
3.1.4	Prosedyre for prøvetaking.....	25
3.2	Klargjøring og analyse av prøver	25
3.2.1	Vanlige vannkvalitetsparametere	26
3.2.2	Sporelementer	26
3.2.3	Klargjøring, ekstraksjon og analyse av prøver av organiske mikroforurensninger	26
3.2.4	Klargjøring av prøver til bioanalyse.....	28
3.3	Sorpsjonsforsøk på laboratorieskala	29
4	Resultater og diskusjon	31
4.1	Sammensetning av ferskt tunnelvaskevann og samligning med relevant, tilgjengelig litteratur.....	31
4.1.1	Resultater og diskusjon	31
4.1.2	Miljømessige betraktninger rundt TVV-kvalitet.....	39
4.1.3	Konklusjoner.....	41
4.2	Renseeffekt av de ulike rensetrinnene i FoU-anlegget i Bjørnegårdtunnelen	43
4.2.1	Resultater og diskusjon	43

4.2.2	Implikasjoner for håndtering og behandling av TVV.....	51
4.2.3	Konklusjoner.....	53
4.3	Sorpsjonsforsøk på laboratorieskala	55
4.3.1	Resultater og diskusjon	55
4.3.2	Konklusjoner.....	62
5	Oppsummering og videre diskusjon	63
5.1	Forurensninger i tunnelvaskevann	63
5.1.1	Sporelementer og organiske mikroforurensninger.....	63
5.1.2	Fordeling av forurensninger mellom partikulær og oppløst fase	64
5.1.3	Biologiske effekter.....	65
5.2	Forurensningsnivå i TVV sammenlignet med andre typer vann	66
5.3	Effekt av ulike renseteknikker på vannkvaliteten.....	67
5.3.1	Renseeffektivitet for sporelementer og organiske mikroforurensninger.....	67
5.3.2	Behandlingseffektivitet for biologiske effekter.....	70
5.4	Erfaringer med praktisk bruk av de ulike rensetrinnene.....	71
5.4.1	Sedimentering	71
5.4.2	Posefilter	72
5.4.3	Keramisk mikrofiltrering.....	73
5.4.4	Adsorpsjon	75
5.5	Kostnadsaspekter ved sekundærrensing.....	76
5.6	Fremtidige behandlingsstrategier	78
5.6.1	Scenario 1: Stasjonære anlegg med sedimentering pluss trinn 2.....	78
5.6.2	Scenario 2: Strengere renskrav – mot mer konvensjonell vannrensing	79
5.6.3	Scenario 3: Mobile løsninger.....	81
5.6.4	Scenario 4: Oppgraderte avløpsrenseanlegg	82
5.6.5	Regulatoriske aspekter ved TVV-behandling	82
6	Konklusjon.....	84
6.1	Fremtidig arbeid	87
7	Publikasjoner.....	89
7.1	Tidsskriftartikler.....	89
7.2	Internasjonale og nasjonale konferansebidrag	89
7.3	Masteroppgaver	90
7.4	Doktorgradsavhandlinger	90
8	Referanser.....	91
9	Vedlegg	109

9.1	Renseeffekter (%)	110
9.2	Flytskjema til FOU-anlegget i Bjørnegårdtunnelen	116
9.3	Oversikt over forekomstfrekvens og risikokvotienter for ulike forurensende forbindelser 117	
9.3.1	Ferskvann	117
9.3.2	Kystvann	119
9.4	Risikokvotienter avhengig av resipienttype og behandling.....	122
9.4.1	Sammendrag	122
9.4.2	Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)	124
9.4.3	Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	126
9.4.4	Benzotiazoler (BTH).....	128
9.4.5	Benzotriazoler (BTR).....	130
9.4.6	Bisfenoler (BP).....	132
9.4.7	Benzofenoner (BzP).....	134
9.4.8	Metaller og sporelementer	136

Forkortelser

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH):

ACE = acenaften
ACY = acenaftylen
ANT = antracen
BaA = benzo(a)antracen
BaP = benzo(a)pyren
BbF = benzo(b)fluoranten
BgP = benzo(g,h,i)perylene
BkF = benzo(k)fluoranten
CHR = krysen
DBA = dibenzo(a,h)antracen
FLT = fluoranten
FLU = fluoren
IND = indeno(1,2,3-cd)pyren
NAP = naftalen
PHE = fenantren
PYR = pyren

Per- og polysykliske alkylerte stoffer (PFAS):

6:2 FTS = 1H,2H-perfluorooctane sulfonate (6:2)
7H-PFHpA = 7H-dodecafluoroheptanoic acid
8:2 FTS = 1H,2H-perfluorodecane sulfonate (8:2)
FOSAA = perfluoro-1-octanesulfonamidoacetic acid
PFBS = perfluorobutanoic acid sulfonate
PFDA = perfluorodecanoic acid
PFDS = perfluorodecane sulfonic acid
PFECHS = perfluoroethylcyclohexane sulfonic acid
PFHpA = perfluoroheptanoic acid
PFHxA = perfluorohexanoic acid
PFHxS = perfluorohexane sulfonic acid
PFNA = perfluorononanoic acid
PFOA = perfluorooctanoic acid
PFOcDA = perfluorooctadecanoic acid
PFOS = perfluorooctano sulfonic acid
PFPeA = perfluoropentanoic acid
PFPeS = perfluoropentane sulfonic acid
PFTDA = perfluorotetradecanoic acid
PFUnA = perfluoroundecanoic acid

Benzofenoner:

4-OH-Bzp = 4-hydroxybenzofenone

Benzothiazoler og benzotriazoler:

1-OH-BTR = 1-hydroxybenzotriazole hydrate
2-M-BTH = 2-Morpholin-4-yl-benzothiazole
2-Me-BTH = 2-methylbenzothiazole

2-Me-S-BTH = 2-(methylthio)benzothiazole
2-NH₂-BTH = 2-aminobenzothiazole
2-OH-BTH = 2-hydroxybenzothiazole
2-SCNMeS-BTH = 2-thiocyanomethylthiobenzothiazole
5-amino-BTR = 5-amino-1H-benzotriazole
5-Cl-BTR = 5-Chlorobenzotriazole
BTH = benzothiazole
BTR = benzotriazole
BTR-COOH = benzotriazole-5-carboxylic acid
TTR = 4-methyl-1H-benzotriazole
XTR = 5,6-dimethyl-1H-benzotriazole monohydrate

1 Introduksjon

Det er godt dokumentert at veier påvirker det omkringliggende miljøet [1]. I den senere tid har det vært en økt interesse for forurensning i veitunneler og tunnelvaskevann. I 2022 hadde Norge alene mer enn 1260 veitunneler, med en total lengde på rundt 1550 km [2]. Inne i tunneler kan trafikkrelatert forurensning hopes opp på grunn av liten eller ingen spredning av vind og regn [3]. Dette fører til dårligere sikt, forverret luftkvalitet og et korrosivt miljø over tid. Regelmessig vasking er derfor nødvendig. Tunneler i Norge vaskes mellom 1-12 ganger i året. Vanligvis innebærer vaskingen at støv fjernes av et feiekjøretøy, at tunnelen vaskes med vann (med eller uten såpe), og at gjenværende vann og støv fjernes ved hjelp av sugebil [3]. Hele tunnelen vaskes bare noen få ganger i året (kalt helvask), noe som anslås å forbruke 100 liter vann per meter i en tunnel med to løp og fire kjørefelt. Vask av bare deler av tunnelen utføres oftere (kalt halv vask), og bruker vanligvis 70 % så mye vann som en helvask [3, 4]. Det er vannet som er brukt til vask av tunneler, og som etterpå inneholder forurensningene som i utgangspunktet var i tunnelen, som kalles tunnelvaskevann (TVV). Etter vask slippes TVV ofte ut i nærliggende resipienter eller til det kommunale avløpssystemet.

Det er etablert at TVV inneholder høye konsentrasjoner av sporelementer og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) [5–8]. Sporelementene stammer fra ulike deler av kjøretøyet [9, 10], mens PAH-forbindelser blant annet produseres under forbrenning av fossilt brensel [11, 12]. På grunn av den forbipasserende trafikken og akkumuleringspotensialet inne i tunneler forventes det at TVV inneholder de samme forurensningene som avrenning fra vei i dagen, men i høyere konsentrasjoner. Tidligere rapporter har målt høyere konsentrasjoner av Cr, Cu, Ni, Zn og PAH i avløpsvann fra tunneler i Norge sammenlignet med hva som er beregnet for veier i dagen i samme område [4]. En nyere studie fant også høyere konsentrasjoner av kjemikalier fra bildekk i norsk TVV enn i avrenning fra byer og veier i Kina og i avløpsvann i Tyskland [13]. Forskning på avrenning fra veier og urbant overvann har avdekket nye klasser av organiske miljøgifter fra trafikkrelaterte kilder. Blant kildene er motoroljer og -fett, bildekk, asfalt og maling som brukes på veiene. Disse kildene kan frigjøre per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS), benzotiazoler (BTH), benzotriazoler (BTR), bisfenoler (BP) og benzofenoner (BzP) [14–17]. Kunnskapen er begrenset om hvilke av de ovennevnte stoffklassene som finnes i TVV, og i hvilke konsentrasjoner de er til stede i.

Miljødirektoratet har etablert retningslinjer for god, moderat, dårlig og svært dårlig vannkvalitet for kyst- og ferskvannssystemer [18]. Disse er basert på EUs miljøkvalitetsstandarder for overflatevann (EQS) som er fastsatt i EU-direktiv 2013/39/EU [19]. Grenseverdiene omfatter både sporelementer, 16 PAH-er og noen få andre trafikkrelaterte enkeltforbindelser som er angitt som problematiske av det amerikanske miljøvernbyrået. Perfluoroktansyre (PFOA), perfluoroktansulfonsyre (PFOS) og bisfenol-A (BPA) er også inkludert i Miljødirektoratets grenseverdier. I tillegg er det foreslått at flere nye forbindelser skal inkluderes i EUs EQS-terskelverdier for overflatevann, inkludert summen av 24 PFAS-er [20], noe som også vil påvirke det norske regelverket.

Statsforvalterne i Norge regulerer utslipp av TVV i sin region gjennom tillatelser som legger vekt på parametere som pH, suspendert stoff, sporelementer (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn) og PAH (summen av den partikkelbundne og oppløste fraksjonen). Disse tillatelsene er som regel basert på grenseverdiene utarbeidet av Miljødirektoratet. Kommunene fører også tilsyn med vannkvalitetsforskriftene for kommunale avløpssystemer. Ofte overskrider forurensningene i TVV disse grenseverdiene. PFOA, PFOS og BPA har ikke vært gjenstand for undersøkelser i TVV tidligere. Forekomsten av disse stoffene i TVV fortsatt ukjent, men det kan være en viktig parameter for å evaluere TVV-kvaliteten i henhold til fremtidige reguleringer. TVV-sammensetningen påvirkes av

trafikkmengde, andel tunge kjøretøy, sesongvariasjoner, tid siden forrige vask, vannmengde og bruk av såpe [6].

Konsentrasjon, mobilitet og toksisitet er viktige faktorer som må vurderes når man skal evaluere konsekvensene av spesifikke forurensninger, og det er nødvendig å undersøke både partikler og oppløste fraksjoner av TVV. Partikler fungerer som bærere av ulike forurensninger, inkludert sporelementer og hydrofobe organiske mikroforurensninger som PAH med høy molekylvekt [16, 21–23], mens flere organiske mikroforurensninger som regel vil foreligge som oppløste forbindelser i vann, inkludert flere PFAS, BTH, BTR og PAH med lav molekylvekt. Et annet aspekt er samspillet mellom de enkelte forurensningene. På grunn av BTR sin evne til å danne komplekser med sporelementer, vil en korrelasjon indikere en felles opprinnelseskilde [16]. I tillegg inneholder og lekker dekkpartikler (TWP), både i tunnelstøv og avrenning fra veier, f.eks. PAH-er, BTH-er og BP-er [12, 24, 25], og selve partikkelen kan også være giftig i seg selv [9]. Videre kan det være mange uoppdagede forbindelser i TVV, noe som bidrar til blandingseffekter. En metode for å vurdere og prioritere uregulerte organiske miljøgifter er å se på stoffenes egenskaper når det gjelder persistens, mobilitet og toksisitet (PMT). Stoffe med høy PMT utgjør en utfordring for konvensjonelle vannbehandlingsprosesser og har potensial til å akkumuleres i drikkevann [26]. Et lovende verktøy for å estimere PMT-potensialet (et klassifiseringssystem for PMT-score) ble nylig foreslått [26], noe som kan gjøre beslutningsprosessen enklere for prioritering av visse forurensninger for videre undersøkelse og rensing av TVV. Flere av stoffene som er mistenkt å foreligge i TVV er klassifisert som PMT.

På grunn av den høye forurensningsbelastningen i TVV anbefales det å rense vannet før det slippes ut i miljøet eller til det kommunale avløpsnettet [27]. Likevel er det sannsynlig at dette skjer flere steder i Norge [3], så vel som i andre land [28, 29]. Mange tunneler i Norge mangler rensing av TVV [3], men det er fortsatt ukjent i hvor stor grad ubehandlet TVV slippes ut i miljøet. Siden TVV er betydelig mer forurenset enn avrenning fra vei eller kommunalt avløpsvann, representerer TVV et "hot spot" for trafikkrelaterte forurensninger [13]. Det er målt konsentrasjoner av flere miljøgifter som overskrider de nedre grenseverdiene for svært dårlig vannkvalitet i norsk TVV, noe som indikerer akutt toksiske effekter for eksponerte vannlevende organismer [30]. I den samme studien ble det også observert at ørret nedstrøms utslippspunktet for TVV var betydelig mindre enn ørret fanget oppstrøms, selv etter rensing. Ofte kan avrenning fra vei og TVV slippes til samme resipient. Selv om det totale volumet av TVV som slippes ut, kan være mindre enn det som slippes ut fra veiavrenning, representerer TVV en potensielt mer akutt trussel når det slippes ut i miljøet på grunn av den høye forurensningsbelastningen.

Selv om det har vært en økende innsats for å forstå TVV og hvordan den kan renses, har det meste av forskningen blitt utført på sporelementer og PAH-er og hvordan de fjernes under sedimentering [30, 31]. De fleste tunneler bygges i dag med et tilhørende sedimentasjonsbasseng, spesielt i urbane områder [32]. Sedimentering er den dominerende metoden for å rense TVV i Norge, spesielt i bynære strøk [33]. Denne prosessen involverer retensjonsbassenger der TVV lagres i dager til uker. Sedimentasjonsprosessen er rettet mot det høye antallet partikler og mikroplast i avløpsvannet, siden det er kjent at de bærer med seg en betydelig andel av miljøgiftene [16, 21–23, 34]. Oppløste forbindelser, spesielt organiske forurensninger, fjernes imidlertid ikke like effektivt under sedimentering. Tilstedeværelsen og betydningen av oppløste forurensninger i TVV har fått liten eller ingen oppmerksomhet i tidligere studier. Med økende trafikk og akkumulert forurensning kan imidlertid stoffer som antas å gå over i den oppløste fraksjonen av TVV, være til stede i konsentrasjoner som er høye nok til å utgjøre en trussel for miljøet når de slippes ut. Derfor er det nødvendig med sekundær rensing rettet mot de oppløste stoffene for å oppfylle lokale krav og EU-krav, spesielt i urbane områder. Bare et begrenset antall alternative rensemetoder for TVV har blitt

testet i laboratorieskala til nå, inkludert organiske sorbenter i posefiltre og kolonner [7, 8, 35], tilsetning av koaguleringsmidler og flokkuleringsmiddel [29, 31] og biologisk nedbrytning [29]. Ingen av disse har blitt testet under feltforhold over en lengre periode på flere år. I tillegg mangler det kunnskap om hvor de ulike stoffene fordeler seg i avløpsvannet, enten som oppløste stoffer eller bundet til partikler, og det er viktig å teste og evaluere potensialet for optimalisering av alternative renseteknologier.

Alternative teknologier for sekundær rensing av sedimentert TVV avhenger av forventet vannkvalitet, plass, budsjett og utslippstillatelser. Filtreringsmetoder, inkludert posefiltrering eller mikrofiltrering, kan forbedre fjerningen av partikler og partikkelassosierte forurensninger. Posefiltre bruker stoff med spesifikke maskestørrelser (vanligvis 1 til noen hundre μm) for å holde tilbake større partikler. Mikrofiltrering, som er utbredt i vann- og avløpsvannrensing [36–38], fjerner effektivt også mindre, kolloidale partikler på grunn av den fine porestørrelsen på omtrent 0,1 μm [36, 39]. Sorpsjon med granulert aktivt karbon (GAC) forbedrer rensing av oppløste organiske forbindelser og er mye brukt til dette formålet [40]. Tidligere studier har vist at GAC er effektivt til å fjerne sporelementer fra syntetisk avrenning fra veier [41] og PAH med lav molekylvekt fra syntetisk overvann [42]. Foreløpig er ingen av disse sekundære rensemetodene implementert for behandling av TVV, bortsett fra posefilteret i Bjørnegårdtunnelen.

GAC er et av de vanligste materialene som brukes til adsorpsjon av forbindelser fra vann [40]. Likevel ansees GAC for å være en relativt dyr adsorbent, og det er gjort mye for å erstatte det med rimelige adsorbenter som biokull, LECA og olivin [40, 43]. LECA har vist seg å være vellykket når det gjelder å fjerne sporelementer og PAH fra industrielt avløpsvann [44]. Ifølge [45] har olivin blitt brukt til å redusere konsentrasjonen av sporelementer i kunstig overvann. Biokull har vist seg å ha potensial til å fjerne organiske sporelementer, noe som fremgår av et kolonneeksperiment utført av [46].

Motivasjonen for å fjerne sporelementer og organiske miljøgifter fra TVV er deres potensielle giftighet og negative miljøpåvirkning. Flere kjente eller mistenkte forbindelser i TVV har vist seg å kunne forårsake dødelige, akutt giftige eller kroniske effekter i organismer ved eksponering [47–52]. Alle forbindelsene i TVV kan bidra til den samlede toksisiteten, som vanligvis er høyere enn effekten av enkeltforbindelser [53]. Det er imidlertid dyrt, tidkrevende og utfordrende å analysere alle stoffene i TVV. Bioassays kan brukes som et supplement til kjemiske analyser for å imøtekomme dette. Når en cellelinje eksponeres for en blanding av forbindelser, som TVV, vil den kombinerte blandingseffekten av alle de tilstedeværende forbindelsene føre til en samlet toksisk respons på et forhåndsdefinert endepunkt [54]. Dette endepunktet vil representere den potensielle effekten på eksponerte organismer i miljøet, enten det dreier seg om kreftfremkallende effekter, oksidativt stress eller nevrotoksitet. Eksperimenter med eksponering av ørret [55] og alger [56] for TVV og målinger av cytotoxiskitet, EROD-aktivitet og CYP1A-produksjon i celler fra fiskelever [56] har blitt utført for å evaluere toksisiteten av ubehandlet TVV. Bioanalytiske verktøy som bruker cellelinjer fra pattedyr for å evaluere toksisiteten av ubehandlet og behandlet TVV, er ennå ikke rapportert. Ved hjelp av standardiserte bioanalytiske verktøy kan responsene fra disse målingene, ofte angitt som bioanalytiske ekvivalente konsentrasjoner (BEQ), sammenlignes med etablerte regulatoriske verdier [57]. Effektbaserte metoder er fortsatt underutnyttet i vurderingen av blandinger av forbindelser i både urensset og rensset TVV.

Målet med dette prosjektet har vært å utvide kunnskapen om bestanddelene i TVV og undersøke ulike rensesprosesser for å fjerne trafikkrelaterte forurensninger og blandingseffekter av disse fra TVV. Tilstedeværelsen av sporelementer, PAH-er, PFAS-er, BTH-er, BTR-er, BP-er og BzP-er i den partikulære og oppløste fraksjonen av TVV har først blitt undersøkt. Deretter har sedimentering blitt

testet som primær rensing av TVV, etterfulgt av enten posefiltrering, membranfiltrering (mikrofiltrering) eller filtrering gjennom regenerert GAC som sekundærrensing. De utvalgte prosessene tok sikte på å fjerne partikler og tilhørende forbindelser gjennom sedimentering og størrelsesekskludering (1 µm ved posefiltrering og 0,1 µm membranfiltrering), samt oppløste forurensninger ved hjelp av sorpsjon til GAC. Forskingen foregikk over en periode på to år i et fullskala pilotrenseanlegg i Bjørnegårdstunnelen (Sandvika, Norge), under praktiske og miljørelevante forhold. Vannkvaliteten ble vurdert før og etter behandling, med fokus på ti sporelementer, organiske forurensninger (16 PAH-er, 38 PFAS-er, sju BTH-er, sju BTR-er, fem BP-er og fem BzP-er) og tre biologiske endepunkter (aktivering av AhR, oksidativ stressrespons og nevrotoksisitet). Potensialet til fem materialer (LECA, olivin, GAC, biokull og sand) for deres evne til å fjerne oppløste sporelementer og organiske forurensninger samt biologiske effekter fra TVV har også blitt testet på lab skala. Dette ble gjort ved å eksponere de fem adsorpsjonsmaterialene (eller kombinasjoner av dem) for sedimentert TVV gjennom kolonneforsøk. Prosjektet har også identifisert og evaluert den potensielle risikoen ved bestemte forurensninger basert på eksisterende databaser og risikovurderinger. En vurdering av hvilke miljøgifter som bør prioriteres for regulering er også inkludert.

1.1 Bakgrunn for prosjektet

Arbeidet presentert i denne rapporten har vært en del av utbyggingsprosjektet E18 Vestkorridoren, som administreres av Statens vegvesen. Prosjektet ligger på Europavei 18, sørvest for Oslo. En økende befolkning, spesielt i byområdene, øker trafikkbelastningen. Veiinfrastrukturen må forbedres for å imøtekomme den økende befolkningen og trafikkbelastningen. I tillegg er det behov for et større fokus på å forbedre infrastrukturen for kollektivtransport for å redusere trafikken. Som en del av dette prosjektet vil deler av de nye veiene bli bygget under bakken (det vil si som tunneler).

Prosjektet har vært et samarbeid mellom Statens vegvesen og NTNU, for å undersøke alternative sekundære rensemetoder for E18 Vestkorridoren-prosjektet. Prosjektet har i hovedsak fokusert på et fullskala pilotrenseanlegg som var bygget i Bjørnegårdstunnelen i Bærum. Pilotanlegget består av sedimentering som primærrensing og posefiltrering som standard sekundærrensing. I tillegg ble det installert en mikrofiltreringsenhet bestående av en keramisk membran og en dybdefiltreringskolonne fylt med adsorbenten GAC som alternativ sekundærrensing. Målet med pilotanlegget var å undersøke potensialet for rensing av partikkelbundne og oppløste miljøgifter i TVV, slik at dette rensetrinnet kan implementeres i andre tunneler i fremtidige prosjekter. Et fullskala pilotrenseanlegg gjør det mulig for prosjektet å samarbeide med interessenter og operatører for å undersøke brukervennlighet og vedlikehold i en realistisk setting. Ettersom Statens vegvesen har ansvaret for godt over 1200 veitunneler i Norge, kan resultatene fra dette prosjektet bidra til å forbedre vannkvaliteten til TVV som slippes ut i mange deler av landet.

Resultatene presentert i denne rapporten er hovedsakelig basert på arbeidet fra en stipendiat ved NTNU, Hanne Vistnes. Hun har publisert en del vitenskapelige artikler [58, 59] og en PhD-avhandling [60]. En oversikt over alle publikasjoner og konferansebidrag fra prosjektet finnes i kapittel 7.

1.2 Målsettinger og forskningsspørsmål

Som beskrevet ovenfor mangler det informasjon om hvilke andre forurensninger enn sporelementer og PAH som finnes i TVV, og hvordan forurensningene fordeler seg mellom partikler og vannfase. Selv om et begrenset antall renseteknologier er testet for rensing av TVV tidligere, er ingen renseteknologier testet under realistiske forhold i en feltstudie over flere år. På bakgrunn av disse kunnskapshullene om innhold og behandling av TVV ble følgende mål formulert:

- 1) Undersøke forekomsten og nivåene av relevante organiske mikroforurensninger som ikke er påvist i TVV tidligere, inkludert 38 PFAS-er, sju BTH-er, sju BTR-er, fem BP-er og fem BzP-er, og deres fordeling mellom partikler og vannfase.
- 2) Evaluere en 35-dagers sedimenteringsperiode kombinert med posefiltrering, mikrofiltrering med keramiske membraner eller sorpsjon med GAC for fjerning av sporelementer, PAH-er, PFAS-er, BTH-er, BTR-er, BP-er og BzP-er fra TVV.
- 3) Vurdere hvor godt ulike rensemetoder reduserer den målte totale toksisiteten ved å bruke bioassays med AhR-aktivering, oksidativt stress og nevrotoksitet som endepunkter og sammenligne responsene med etablerte regulatoriske verdier.
- 4) Foreslå en egnet kombinasjon av rensetrinn for å forbedre TVV-kvaliteten basert på forurensningene som er nevnt i de foregående målene.

Basert på målene ovenfor, og motivert av det overordnede målet med prosjektet, ble det formulert fire forskningsspørsmål;

Forskningsspørsmål 1: Hvilke miljøgifter finnes i TVV, og hvordan fordeler de seg mellom å være bundet til partikler og å være til stede som oppløste stoffer i vannfasen? Hvilke stoffer er mest miljørelevante?

For å besvare forskningsspørsmål 1 ble det i starten av prosjektet utarbeidet et utvalg av kjemiske forbindelser som mistenkes å være til stede i TVV, basert på deres forekomst i lignende matriser (f.eks. avrenning fra veier) og dermed sannsynligheten for at de er til stede i TVV. Listen inkluderte 38 PFAS, 7 BTH-forbindelser, 7 BTR-forbindelser, 5 BP og 5 BzP-forbindelser, i tillegg til 10 sporelementer og 16 PAH-forbindelser. Selv om mikroplast også er en økende bekymring for miljøet, og nyere publikasjoner har vist en betydelig tilstedeværelse av mikroplast, eller mer konkret sagt partikler fra dekkslitasje, i TVV fra trafikkrelaterte kilder [13, 35], har måling av mikroplast eller dekkslitasjepartikler ikke blitt inkludert i dette prosjektet. Målinger av forbindelser som er kjent for å lekke ut fra plast, inkludert PAH [9], BTH [24] og BP [15], har blitt foreslått som markører for dekkslitasjepartikler [16, 61]. Selv om det er vanskelig å knytte konsentrasjonene av disse forbindelsene direkte til antall dekkslitasjepartikler i TVV, ettersom ulike produsenter og slitasjegrader påvirker utlekkingen [62], vil det indikere tilstedeværelsen og de potensielle effektene av mikroplast i TVV og i miljøet. I tillegg vil mikroplast være en del av partikkelfraksjonen i TVV. Denne fraksjonen ble analysert for forbindelser som kan adsorberes til eller lekke ut fra plastfragmenter [63]. Andre kjemiske forbindelser som har vist seg å være problematiske forurensninger i trafikkrelaterte matriser, inkludert N-(1,3-dimetylbutyl)-N'-fenyl-p-fenylendiamin (6PPD) [64] og benzothiazol-2-sulfonsyre [65], ble ikke inkludert på grunn av begrenset tid og budsjett. 0,45 µm ble brukt som grense for å skille mellom partikkelassosierte og oppløste forbindelser. Selv om kolloidale partikler kan være mindre enn 0,45 µm, og den virkelige oppløste fraksjonen av mange defineres som flere størrelsesordener mindre [66, 67], ble grensen på 0,45 µm for oppløste forurensninger ansett som egnet til formålet i dette prosjektet. Kolloider av denne størrelsen forventes å sedimentere betydelig langsommere enn sedimentasjonsperioden som ble brukt i forsøkene [35, 61]. I tillegg gjør grensen på 0,45 µm det enklere å sammenligne dataene med EQS-verdier for sporelementer og eksisterende litteratur. I dette prosjektet ble det ikke undersøkt hvilken innvirkning såpen som ble brukt til å vaske tunnelene, hadde på fordelingen av de ulike forurensningene. Selv om informasjon om effekten av såpen er viktig for planleggingen av tunnelvask og rensing av TVV, var det ikke et fokusområde i dette prosjektet.

Forskningsspørsmål 2: Hvordan er de nåværende nivåene av miljøgifter i TVV sammenlignet med andre matriser?

I forskningsspørsmål 2 ble konsentrasjonene av miljøgifter som ble påvist i TVV, sammenlignet med TVV fra andre studier der dette var mulig. I tillegg ble konsentrasjoner av miljøgifter som ikke tidligere er påvist i TVV, sammenlignet med studier på avrenning fra veier, avrenning fra byer og avløpsvann.

Forskningsspørsmål 3: Hvor godt reduserer ulike rensemetoder partikkelbunden forurensning, oppløst forurensning og biologiske effekter i TVV?

For å undersøke forskningsspørsmål 3 ble det benyttet et pilotrenseanlegg i Bjørnegårdstunnelen. Som tidligere nevnt besto dette pilotanlegget av sedimentering som primærrensing, mens posefiltrering, mikrofiltrering og filtrering med GAC representerte sekundærrensing. Disse forhåndsbestemte rensemetodene satte rammene for fullskalaforsøkene i felt, ettersom en stor del av prosjektet fokuserte på å teste disse rensemetodene for deres evne til å forbedre vannkvaliteten i TVV. Disse rensemetodene vil derfor være fokus i denne rapporten. Andre alternative rensemetoder, inkludert koagulering og flokkulering, oksygenering, nanofiltrering og potensielt flere andre, ble ikke testet på grunn av begrenset plass og budsjett, begrensninger i lagring av kjemikalier i tunnelen og tilgjengeligheten til pilotrenseanlegget. I tillegg ble rensetrinnene i piloten testet slik de var installert i tunnelen, uten fokus på optimalisering. Når det gjelder mikrofiltreringsenheten, ble ulike konfigurasjoner av tilbakespyling og lufting testet, men dette var hovedsakelig for å kunne kjøre membranen i det hele tatt.

Et annet aspekt av forskningsspørsmål 3 ble undersøkt gjennom eksperimentell testing i laboratorieskala av ulike adsorbenter for å se om de var i stand til å fjerne oppløste forurensninger fra TVV. Målet var å undersøke alternativer til kommersiell GAC, ettersom dette materialet ofte anses som dyrt [68] og mindre miljøvennlig enn ikke-kullbaserte alternativer [69]. Til dette formålet ble Filtralite HMR LECA, olivin og biokull valgt, og sand ble brukt som blankt filtermateriale. De alternative materialene ble valgt på grunnlag av tilgjengelighet, pris og potensiell evne til å fjerne relevante forurensninger fra TVV. På grunn av tids- og plassbegrensninger var det bare noen få materialer som kunne testes i laboratorieforsøkene i dette prosjektet.

Forskningsspørsmål 4: Hvilke rensemetoder bør utforskes videre for fremtidig rensing av TVV?

For å besvare forskningsspørsmål 4 har vi fokusert på renseteknologiene i piloten som ble installert i Bjørnegårdstunnelen, ettersom dette var de eneste renseteknologiene som ble testet i full skala i dette prosjektet. Det vil også bli gitt forslag til alternative rensemetoder og forbedringer av de testede rensemetodene, men disse har ikke blitt testet i full skala.

1.3 Omfang og begrensninger

Det ble tatt et valg i starten av prosjektet at man ikke skal fokusere på analyse av mikroplast i form av partikler fra dekkslitasje. Dette ble gjort fordi prosjektet skulle fokusere primært på fjerning av oppløste miljøgifter, og med en antakelse om at en stor del av slike partikler i stor grad fjernes i sedimenteringstrinnet. Det som ble gjort i prosjektet er å undersøke en del kjente stoffer som kan lekke ut fra bildekk i høye konsentrasjoner, som trolig ville være til stedet i TVV og som kan utgjøre en betydelig miljøfare.

1.4 Rapportens oppbygning

Rapporten begynner med en introduksjon til relevante miljøgifter og biologiske effekter som ble undersøkt i prosjektet i kapittel 2. Kapittel 3 gir en oversikt over metodikken som er brukt, inkludert en beskrivelse av FOU-anlegget i Bjørnegårdstunnelen, laboratorieeksperimenter og vannkvalitetsanalyser. Deretter gir kapittel 4 en detaljert beskrivelse og drøfting av funnene i

prosjektet. Kapitlet er basert på tre vitenskapelige artikler som vurderte hvilke kjemikalier som finnes i TVV (kapittel 4.1), hvordan vannrensing påvirker disse kjemikaliene i Bjørnegårdtunnelen (kapittel 4.2), og hvor effektive ulike adsorpsjonsmedier er for fjerning av kjemikalier under laboratorieforhold (kapittel 4.3). Kapittel 5 oppsummerer funnene og åpner for videre diskusjon om framtidig håndtering av TVV. Kapittel 6 presenter hovedkonklusjonene og diskuterer videre arbeid, mens kapittel 7 gir en oversikt over alle publikasjoner knyttet til prosjektet, som vitenskapelige artikler, masteroppgaver og doktorgradsavhandling. Kapittel 8 inneholder referanselisten og kapittel 9 inneholder en del vedlegge med supplerende informasjon.

2 Bakgrunn om utvalgte vannkvalitetsparametere

2.1 Metaller og sporelementer

Metaller og sporelementer er kjente bestanddeler i kjøretøyer og er til stede i miljøer som påvirkes av veier. Bly (Pb) ble tidligere tilsatt bensin for å forhindre bankelyder under forbrenning, men brukes fortsatt i andre deler av bilen, for eksempel i hjulbalanseringsvekt (i kombinasjon med antimon, Sb) [70]. Det anslås at 2 millioner kg Pb frigjøres årlig fra hjulbalanseringsvekt i dekk bare i USA [70]. Pb finnes i tillegg i batterier i drivstoffdrevne kjøretøyer. Dekk lekker også ut store mengder Zn i miljøet [9]. Sinkoksid (ZnO) brukes i dekkproduksjonen for å gi gummiene ønskede egenskaper som varme- og slitestyrke og beskyttelse mot nedbrytning [70]. Zn frigjøres også fra kjøretøyer under bremsing [71]. Bilbremsing bidrar også betydelig til frigjøring av Cu på grunn av slitasje på bremsebeleggene [71]. Cu reduserer bremsestøyen og gjør bremsingen jevnere, men det frigjøres små mengder i prosessen. Cu brukes også i batterier til elektriske kjøretøyer [72]. Det samme gjelder Ni, som brukes i litium-nikkel-mangan-kobolt-batterier (Li-NMC). Ni er også forbundet med forkromming av bildeler [73]. Elementer som Al (i aluminiumlegeringer), Fe og krom (Cr) (i stål) har blitt brukt i flere deler av kjøretøyene, som motoren, hjulene, styresystemene og strukturen generelt [74–76]. Selv om disse materialene er ment å motstå nedbrytning, blir alle disse elementene påvist i avrenning fra veiene.

Selv om noen av grunnstoffene er kjent for å være essensielle for biologiske funksjoner i begrensede konsentrasjoner (f.eks. Cr, Cu, Fe, Ni og Zn), kan forhøyede konsentrasjoner av disse grunnstoffene forårsake skadelige effekter på organismer som utsettes for dem. Andre grunnstoffer, som arsen (As) og Pb, har ingen gunstige biologiske roller. Cu er en kjent nevrotoksin for fisk, og svekker deres sensoriske evner [70]. Høye Zn-nivåer i jord kan påvirke planters metabolisme negativt, og det kan forårsake magesmerter og påvirke leveren hos mennesker [77]. Eksponering for Cr kan forårsake lungeirritasjon, kreft i luftveiene, leverforandringer og en økning i antall hvite blodlegemer hos mennesker [77]. Ni-eksponering er knyttet til ulike helseproblemer, blant annet luftveisproblemer og lungekreft [77]. Pb-toksisitet kan skade embryoer, forårsake atferdsendringer, påvirke hukommelsen hos zebrafisk, redusere vekt og reproduksjon hos meitemark, forstyrre enzymaktivering og opptak av sporelementer samt ha toksiske effekter på nyrene [78]. Det er kjent at det er svært kreftfremkallende hos mennesker, og det har blitt knyttet til sykdommer som diabetes og hjerte- og karsykdommer, og det kan blant annet forårsake nyre- og leverskader [78].

2.2 Organiske forurensninger

Seks klasser av organiske mikroforurensninger ble jevnlig analysert i dette prosjektet. Tabell 1 viser en oversikt over, samt mulige kilder til, stoffene. Stoffene fra alle klassene har blitt funnet i vaskevannet fra Bjørnegårdtunnelen.

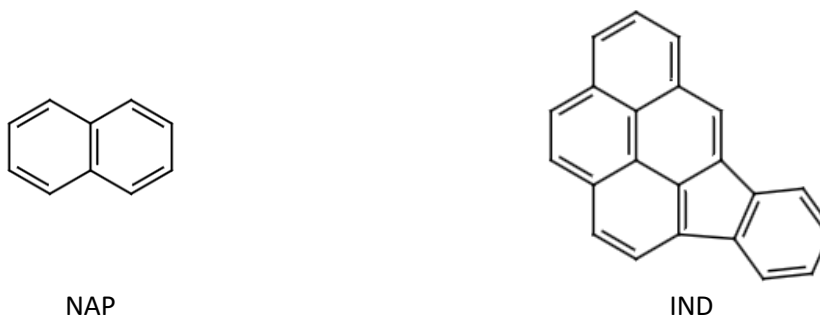
Tabell 1: Undersøkte organiske mikroforurensninger, samt egenskaper og mulige kilder.

Stoffklasse	Egenskaper	Trafikkrelaterte kilder
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Kan virke kreftfremkallende, immunotoksisk eller hormonforstyrrende [38, 79]	Ufullstendig forbrenning, eksos, utlekking fra dekk [5, 80]
Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)	Termisk og kjemisk stabil, brytes svært langsomt ned i naturen, hopper seg opp i kroppen og kan være helseskadelige [81]	Fortsatt noe usikker: Smøremiddel, antidogg på vinduer, bilvoks [81, 82]
Benzothiazoler (BTH)	Produsert i store mengder, høy vannløselighet, noen vanskelig å bryte	Tilsetningsstoff i dekkproduksjon,

	ned, knyttet til mange forskjellige biologiske effekter	antikorrosjonsmiddel, UV-stabilisator [16]
Benzotriazoler (BTR)	Resistent for biologisk nedbrytning og UV-nedbrytning, høy vannløselighet, effekt på akvatiske organismer [83–85]	Kjølevæske, frostvæske, antikorrosjonsmiddel, bremsevæske [86]
Bisfenoler (BP)	Kan virke genotoksisk, hormonforstyrrende [87]	Tilsetningsstoff til plast, slanger, smøremidler, elektronikk, veimaling [87–89]
Benzofenoner (BzP)	Kan være akutt giftig eller genotoksisk [48, 90]	UV-filter, elektrisk utstyr, kjøretøyfluff [89, 91]

2.2.1 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH er en gruppe forbindelser som hovedsakelig består av to eller flere benzenringer bundet sammen i en flat struktur. De dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale eller gjennom geologiske prosesser, og kan ha både naturlig og menneskeskapt opprinnelse [92]. Naturlige kilder til PAH-forbindelser inkluderer for eksempel skogbranner [93], mens menneskeskapt kilder inkluderer veitrafikk [5] og industri [79]. Selv om mesteparten av forskningen har vært rettet mot de 16 PAH-ene som er prioritert av EPA, er dette en klasse forbindelser som består av et stort antall stoffer, både med og uten tilleggselementer som oksygen, nitrogen og svovel. Forbindelsene kategoriseres ofte basert på antall ringer. PAH-er med lav molekylvekt (LMW) har færre enn fire ringer, mens PAH-er med høy molekylvekt (HMW) har fire eller flere ringer [49]. Molekylstrukturene til den minste (naftalen, NAP) og en av de største (indeno(1,2,3-cd)pyrene, IND) PAH-forbindelsene er vist i Figur 2-1. Flere PAH-forbindelser har blitt påvist i både partikkel- og gassfasen i eksos fra kjøretøy [80, 94, 95], som følge av forbrenning av fossilt brensel. Andre kjøretøyrelaterte kilder til PAH er slitasje på dekk som gir opphav til dekkpartikler [9], samt utlekking av PAH-forbindelser fra dekk [12].



Figur 2-1: Illustrasjon av to polysykliske aromatiske hydrokarbonforbindelser; naftalen (NAP) til venstre og indeno(1,2,3-cd)pyrene (IND) til høyre.

Flere PAH-forbindelser er kjent for å være kreftfremkallende, spesielt benzo(a)pyren (BaP) [79]. De er også potensielt skadelig for immunforsvaret og hormonforstyrrende stoffer [38]. Innånding, fordøyelse og hudkontakt er de viktigste eksponeringsveiene, og opptakshastigheten varierer med størrelsen og strukturen til PAH-forbindelsene. Kjernen til toksisiteten er PAH-forbindelsers evne til å binde seg til arylhydrokarbonreseptoren (AhR) [38]. Gjennom å binde seg til AhR kan det oppstå kreftfremkallende effekter, forstyrrelser av hormonsystemet og andre helseeffekter. I tillegg frigjøres vanligvis PAH som en blanding av flere forbindelser, og slike blandinger kan være mer potente enn effekten av enkeltstoffer [96].

2.2.2 Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

PFAS er en omfattende gruppe av forbindelser som består av en hydrofil gruppe koblet til en hydrofob karbonkjede, der hydrogenatomene er helt eller delvis erstattet av fluoratomer [97]. Karbonfluoridbindingene gjør forbindelsene termisk og kjemisk stabile, og på grunn av strukturen har de både vannavstøtende og olje- og fettavstøtende egenskaper. Vanlige hydrofile grupper som er festet i enden av PFAS-forbindelser, er karboksylsyrer eller sulfonsyrer, som ofte har ulike egenskaper. Eksempler på de to funksjonelle gruppene er vist i Figur 2-2. PFAS-forbindelser kan også ha ulik lengde på karbonkjeden, noe som påvirker forekomsten og fordelingen av disse forbindelsene i miljøet. Langkjededede sulfonsyreforbindelser har seks eller flere karbonatomer i kjeden, mens langkjededede karboksylsyrer har sju eller flere karbonatomer [98]. Listen over kilder til disse forbindelsene er lang og omfatter blant annet produkter som er varme-, flekk-, olje-, fett- og vannbestandige, brannslukkingsapplikasjoner, smøremidler, maling, poleringsmidler, lim, emulgatorer og skummidler [81]. Det er påvist forhøyede konsentrasjoner av PFAS i overflateavrenningsvann, noe som indikerer trafikkpåvirkning [82].



Figur 2-2: Illustrasjon av molekylstrukturen til perfluorpentansyre (PFPeA) til venstre og perfluorbutansulfonsyre (PFBS) til høyre.

De to historisk sett mest kjente PFAS-forbindelsene er PFOA og PFOS, som har blitt påvist over hele verden [81]. PFOS er nå oppført som en persistent organisk miljøgift i Stockholm-konvensjonens vedlegg B (begrensning), mens PFOA er oppført i vedlegg A (eliminering). På grunn av de regulatoriske restriksjonene har de langkjededede PFAS-forbindelsene i stor grad blitt erstattet med kortkjededede [98]. Selv om kortkjededede PFAS-er er mindre potente til å bioakkumuleres, er de fortsatt like persistente som de langkjededede forbindelsene og har potensial til å akkumuleres i vannforekomster [98]. Hos mennesker har PFAS-forbindelser blitt observert å påvirke immunsystemet, forårsake skjoldbruskkjertelsykdommer og er knyttet til blant annet økt risiko for lever- og nyresykdommer og kreft [99]. Mens langkjededede PFAS-forbindelser kan bioakkumulere i den eksponerte organismen, oppstår det forhøyede konsentrasjoner av kortkjededede PFAS-er i organismen på grunn av høye eksponeringskonsentrasjoner.

2.2.3 Benzotiazoler (BTH) og benzotriazoler (BTR)

BTH og dets derivater utgjør en stor gruppe forbindelser, som alle har det til felles at de har en grunnstruktur som består av en benzenring koblet til en 1,3-tiazolring [52], som vist i Figur 2-3. De produseres i store mengder og har et bredt spekter av bruksområder. BTH er sannsynligvis mest kjent i bilindustrien for sin bruk som vulkaniseringsmiddel under produksjon av dekkgummi [16, 52, 62]. Slitasje av dekk under kjøring vil frigjøre slitasjepartikler, som kan lekke BTH-forbindelser ut i miljøet [9, 12]. BTH-forbindelser spiller også en viktig rolle som korrosjonshemmere i frostvæsker og som UV-stabilisatorer i f.eks. plastprodukter [52]. De er løselige og persistente i miljøet [100], og de er biologisk aktive forbindelser som er knyttet til en rekke potensielle biologiske effekter. Flere BTH-forbindelser har vist seg å aktivere AhR, noe som videre kan føre til mutagene og kreftfremkallende effekter [101]. In vitro- og in vivo-hemming av skjoldbruskkjertelhormoner har også blitt observert for flere BTH-forbindelser [102]. Toksisiteten varierer mellom forbindelsene. 2-(Tiocyanometylthio)benzothiazol (2-SCNMeS-BTH), selv om det brytes raskt ned i naturen, er flere størrelsesordener mer giftig for *Daphnia magna* enn dets nedbrytningsprodukter [100].

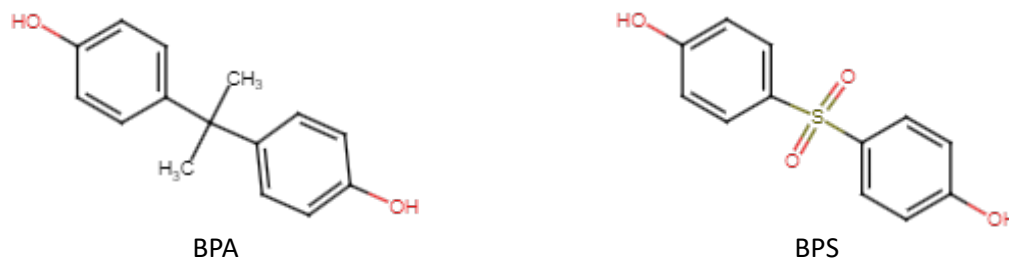


Figur 2-3: Molekylstruktur av benzotiazol (BTH) til venstre og benzotriazol (BTR) til høyre

Gruppen BTR og dens derivater består av en rekke forbindelser med en felles kjemisk struktur bestående av en benzenring som er kovalent bundet til en femleddet ring med tre nitrogenatomer [83], illustrert i Figur 2-3. De brukes blant annet i frostvæske, kjølemiddel, bremsevæske og som korrosjonshemmer [84, 86, 103]. De finnes derfor i de fleste trafikkpåvirkede områder. BTR-forbindelser er kjent for å være motstandsdyktige mot UV- og biologisk nedbrytning, og deres vannløselighet gjør dem mobile i miljøet [83, 84]. Det er imidlertid observert dannelse av uoppløselige komplekser mellom Cu og flere BTR. Den potensielle toksisiteten til BTR involverer flere effekter. Akutt toksisitet for alger, dafnier og fiskeembryoer har blitt observert, noe som viser de potensielle effektene på vannlevende organismer [84, 85]. Kroniske effekter som hormonforstyrrelser i *Daphnia magna* har blitt observert for flere BTR-forbindelser [104], mens f.eks. de anti-østrogene effektene fortsatt er omdiskutert [86].

2.2.4 Bisfenoler (BP)

Bisfenol-A (BPA) har blitt brukt til en rekke formål opp igjennom historien. Det har vært en viktig komponent i plastprodukter og finnes også i elektronikk, slanger, bilfluff, smøre- og hydraulikkoljer, samt veimerking [87–89]. Derfor er det en mikroforurensning som har blitt påvist i flere deler av miljøet, inkludert overvann fra veier [105]. Strukturen til BPA, som vist i Figur 2-4, gjør det til en kraftig hormonforstyrrende forbindelse, noe som har ført til restriksjoner i bruken av BPA [87]. Som følge av dette har industrien tatt i bruk flere andre bisfenoler (BP-er) med lignende struktur for delvis eller fullstendig å erstatte BPA [106].



Figur 2-4: Molekylstrukturen til bisfenol-A (BPA) til venstre og bisfenol-S (BPS) til høyre.

Vanlige analoger som har blitt brukt for å erstatte BPA er bisfenol-AF (BPAF), bisfenol-B (BPB), bisfenol-F (BPF), bisfenol-S (BPS) og bisfenol-Z (BPZ) [87, 107], med kilder som inkluderer plastproduksjon, elektronikk og bilinteriør (som for eksempel plast og tekstiler fra biler) [89]. Flere av disse forbindelsene har vist seg å føre til genotoksiske, hormonforstyrrende og oksidative toksiske effekter [87].

2.2.5 Benzofenoner (BzP)

BzP-gruppen består av kjemikalier med samme grunnleggende kjemiske struktur, bestående av to benzenringer koblet sammen med en ketongruppe (illustrert i Figur 2-5 ved forbindelsen BzP). Ulike funksjonelle grupper festet til benzenringene gir dem deres unike strukturer [108]. Blant annet brukes BzP-forbindelser i plast som UV-filtre for å forhindre nedbrytning [89, 91]. De har også blitt funnet i

elektronikk og bilinteriør, med betydelig potensial for utlekking fra disse kildene [89], noe som indikerer at de kan være en kilde til BzP-er i overvann fra veier.

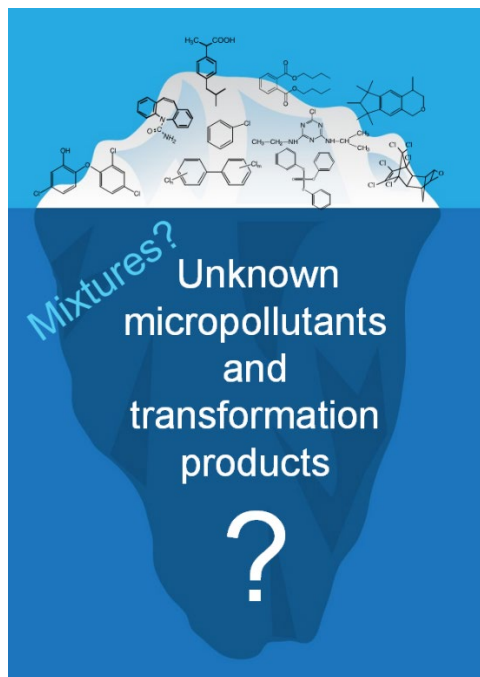


Figur 2-5: Illustrasjon av kjemisk struktur til benzofenon (BzP) til venstre og benzofenon-3 (BzP-3) til høyre.

BzP-3, en mye brukt derivat av BzP (Figur 2-5), har vist seg å forårsake akutt toksisitet hos flere arter, inkludert fisk, dafnier og alger [48]. Denne forbindelsen har også vist seg å være genotoksisk for koraller, og eksponering kan føre til korallbleking [90]. BzP-2 og BzP-3 har blitt observert å hemme uttrykket av AhR-genet i hypofysen [109].

2.3 Økotoksikologiske effekter av TVV

Forurensset vann, som for eksempel avrenning fra veier, inneholder ofte en blanding av forbindelser. Dette skyldes at ulike forbindelser frigjøres samtidig, og at de brytes ned av lys eller mikroorganismer



Figur 2-6: Organiske mikroforurensninger som er påvist i vannprøver er bare toppen av isberget – det kan være mange andre mikroforurensninger til stede, inkludert transformasjonsprodukter og kjente og ukjente kjemikalier, som virker sammen i blandinger, og disse blandingseffektene kan fanges opp av bioanalytiske verktøy [110].

analysen av den samme prøven [57]. Slike sammenligninger kan avgjøre om spesifikke forbindelser eller grupper av forbindelser står for de fleste observerte effektene, eller om de primære bidragsyterne til effektene forblir uidentifiserte.

Effektbaserte triggerverdier (EBT) er et verdifullt verktøy for å vurdere om responser i bioanalysen kan ansees som trygge eller ikke. Hvert endepunkt i bioanalyser tildeles en individuell verdi som korrelerer

med sikre konsentrasjoner av prioriterte og regulerte forbindelser [112]. Når BEQ målt i en vannprøve overskrider den tilsvarende EBT-verdien for en bestemt bioanalyse, indikerer det at de biologiske effektene overskrider den estimerte sikre terskelen, noe som nødvendiggjør vannrensing.

2.3.1 Virkemåter for toksiske reaksjoner

Når en organisme eksponeres for en ekstern forbindelse, kan det oppstå effekter grunnet flere virkemåter. Forbindelser kan være problematiske bare ved å være til stede i organismen, ved å utøve baseline-toksisitet, en uspesifikk forstyrrelse av cellemembranene som er kjent for å være en reversibel mekanisme [113]. Dette kalles også cytotoksisitet, som vanligvis kvantifiseres i bioassays ved hjelp av hvordan cellene vokser eller hvor mange celler som overlever [110]. En annen virkemåte forårsaker effekter på grunn av målrettet okkupasjon av eller binding til bestemte steder i organismen, noe som forårsaker en spesifikk effekt [113]. Ved eksponering for en ekstern forbindelse vil organismens forsvarsmekanismer samhandle med og gjøre den mindre giftig, og til slutt skille den ut av organismen. En toksisk respons vil imidlertid oppstå hvis eksponeringen overstiger det organismens forsvarsmekanismer kan fjerne.

AhR er en transkripsjonsfaktor som spiller en viktig rolle i fjerne forurensninger [110]. Ved eksponering for selektive forbindelser, vanligvis dioksinlignende forbindelser som inneholder en benzenring, aktiveres AhR-gener som koder for flere enzymer som er involvert i metabolismen av forurensninger. Dette omfatter blant annet CYP1A1 og CYP1B1. Metaboliseringen gjør de uønskede forbindelsene mer vannløselige, slik at de lettere kan skilles ut. Under metabolismen av forurensninger kan det dannes reaktive mellomprodukter som blant annet kan forårsake DNA-skader. Avhengig av egenskapene til forbindelsene som aktiverer AhR, blir de enten metabolisert eller ikke metabolisert etter AhR-aktivering, noe som fører til ulike (toksiske) effekter.

Tilstedeværelsen av reaktive oksygenforbindelser (ROS) i en organisme, for eksempel oksygenradikaler, hydroksider eller hydrogenperoksid, kan forårsake lipidoksidasjon og, etter brudd på cellemembranen, skade på DNA og proteinskader som hemmer enzymatisk aktivitet [110]. Selv om cellene har tilpasset seg ROS ved å utvikle mekanismer for å bryte ned forurensningene, kan eksponering for miljøgifter som skaper ytterligere ROS eller elektrofile kjemikalier, legge ytterligere press på forsvarsmekanismene [114]. Dette vil indusere en oksidativ stressrespons på grunn av en mer omfattende uspesifikk interaksjon mellom en ekstern forbindelse og proteiner enn det forsvarsmekanismene kan takle.

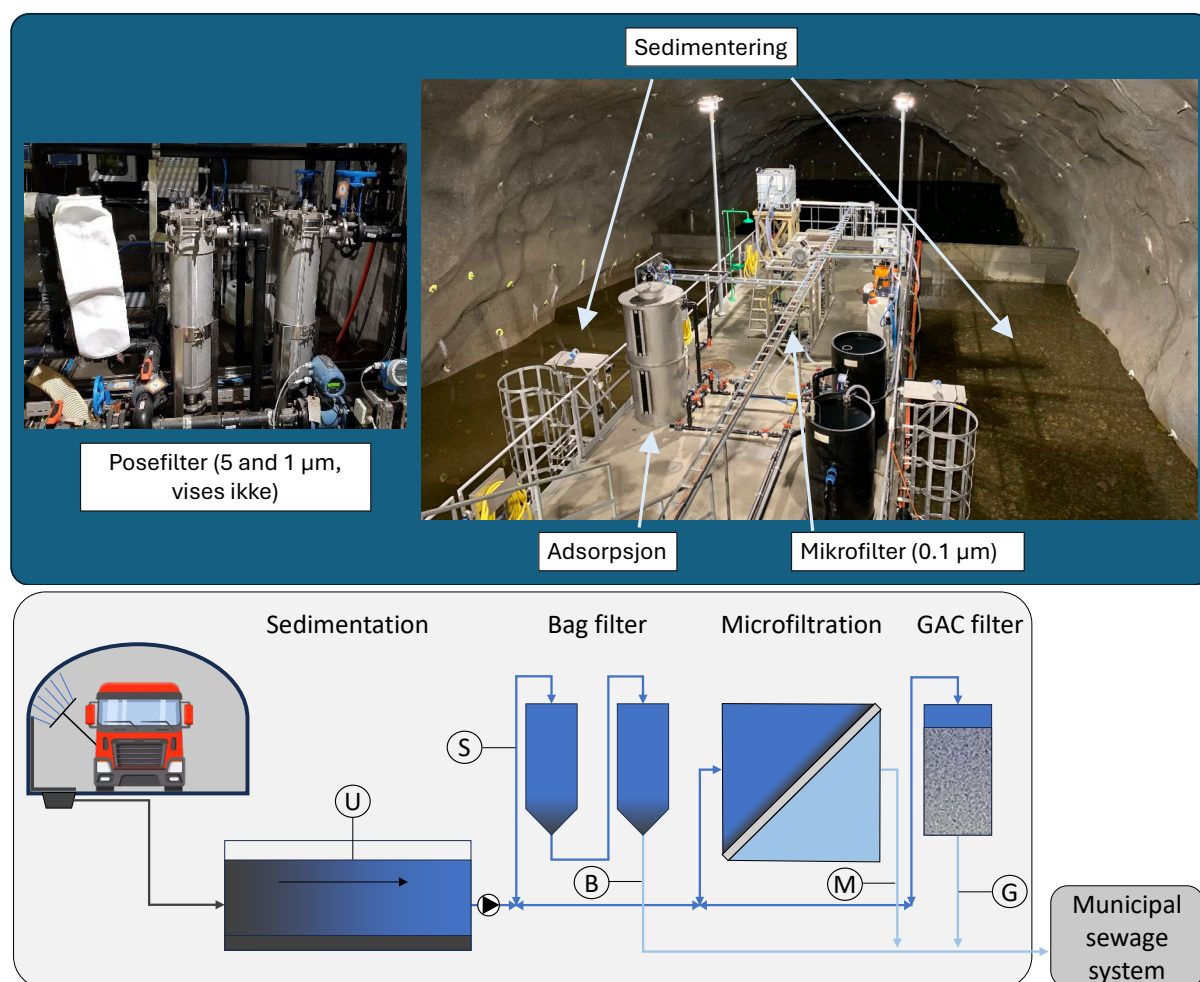
Nervesystemet er en kritisk del av en organisme, ansvarlig for signaloverføring mellom ulike deler av organismen. Likevel er det mottakelig for giftstoffer [115]. Et stoff som kalles nevrotoksisk, kan påvirke utviklingen, funksjonen og overlevelsen til nevronene i nervesystemet. I tillegg kan nevrotoksiske stoffer skade aksonene eller redusere myelinbelegget [110]. Utviklingsrelevante nevrotoksiske stoffer er forbindelser som påvirker utviklingen av nervesystemet, og kan blant annet hemme utveksten av nevritter. Denne nevronutveksten er viktig for forbindelsen mellom og funksjonen til nevroner og brukes som et endepunkt for nevrotoksisitet, der lengden på nevronet måles [110, 115].

3 Metoder

3.1 Beskrivelse av FoU-anlegget i Bjørnegårdstunnelen

Feltekspementene med testing av ulike rensemetoder ble utført i et pilotrenseanlegg i tilknytning til Bjørnegårdstunnelen, en veitunnel som ligger på europavei E16 i Sandvika i Bærum. Tunnelen består av to løp, hver 2,3 km langt, med enveiskjøring i to kjørefelt og vegger av glatte betongelementer. Årsdøgnetrafikk (ÅDT) var på ca. 31 000 kjøretøy i 2022, hvorav 11 % var tunge kjøretøy [2]. Etter at tunnelen var vasket, rant TVV gjennom sandfang og oljeutskillere før det nådde sedimentasjonsbassengene, vekselvis i basseng 1 (388 m³) og basseng 2 (400 m³). Begge bassengene er ca. 3 m dype. Basseng 1 ble kun tilført TVV, mens basseng 2 i tillegg til TVV også mottok overflatevann fra tunnelen. Vannet ble lagret i 35 dager før videre rensing ble igangsatt. Et oversiktsbilde av renseanlegget i Bjørnegårdstunnelen, inkludert sedimentasjonsbassengene, er vist i Figur 3-1. Da sedimenteringsperioden var over, ble TVV pumpet ut fra midten av sedimentasjonsbassengets vannsøyle (på ca. 2 m dyp).

Sedimentert TVV ble videre renset i pilotrenseanlegget som består av et posefilter, en membran og en adsorpsjonskolonne med GAC. Figur 3-1 viser et bilde fra bassengrommet og et flytskjema fra hele anlegget. Teknisk tegning for hele anlegget finnes i vedlegg 9.2. Anlegget ble prosjektert av Dr.Ing.A.Aas-Jakobsen AS og ViaNova Plan og Trafikk AS. Ansvarlig for bygging var AxFlow AS. Inrigo AS leverte membrananlegget.

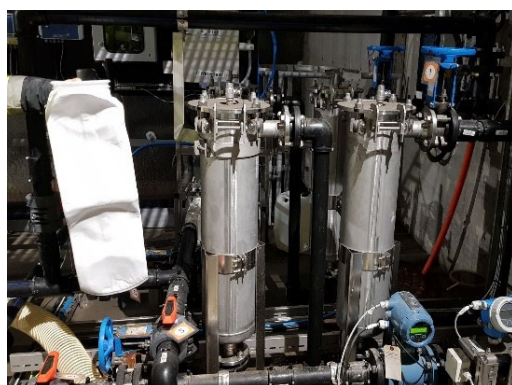


Figur 3-1: Bilde av bassengrommet med pilotrenseanlegget i Bjørnegårdstunnelen (øverst) og flytskjema for anlegget (nederst).

Det er viktig å presisere at alle sekundærrensetrinnene (dvs. posefilter, membranfilter og GAC-filter) ble kjørt hver for seg og bare én om gangen. For å skifte fra et rensetrinn til et annet måtte ventilene byttes om manuelt, og vannet ble pumpet fra sedimenteringsbassenget gjennom kun et rensetrinn. Når et rensetrinn var i gang, ble ventilene til de to andre rensetrinnene stengt.

3.1.1 Posefilter

Standard sekundær rensing i Bjørnegårdtunnelen var posefilter (Figur 3-2). Posefilteroppsettet besto av to parallelle løp, hvor hvert løp hadde to filtre i serie. Det første filteret i hver parallell hadde en porestørrelse på 5 μm og det andre filteret hadde en porestørrelse på 1 μm . Målet med posefilteret var å fjerne partikler som ikke ble fjernet under sedimentering. Posefiltrene ble i 2022 byttet ved hver tømning for å unngå at det tettes.



(a)



(b)

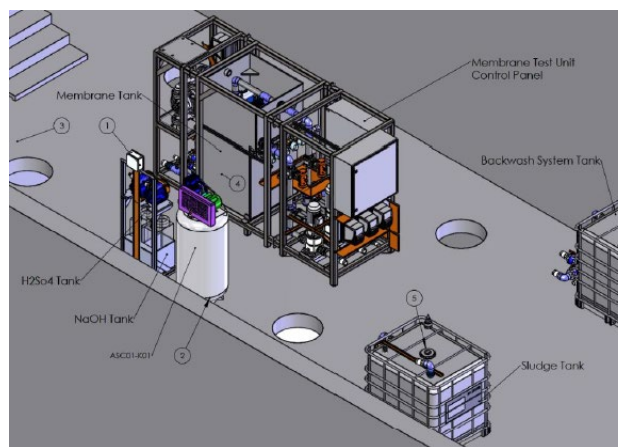
Figur 3-2: Bilder av (a) selve posefilteret og (b) posefiltreringssystemet.

3.1.2 Mikrofiltrering

En membranfiltreringsenhet var en del av pilotrenseanlegget Figur 3-3, for å fjerne enda mindre partikler og kolloider enn i posefilteret. Det modulbaserte mikrofiltreringssystemet besto av flate membranmoduler laget av silisiumkarbid (SiC, 61,5 cm lange og 15,0 cm brede, Figur 3-4a) med en aktiv membranoverflate på 0,1752 m^2 og en porestørrelse på 0,1 μm (Inrigo AS, Heimdal, Norge). Dette er 10 ganger mindre enn de minste posefilteråpningene, og kan fjerne deler av den kolloidale fraksjonen så vel som større partikler. Totalt ble 34 membranark pakket i én modulkonfigurasjon (Figur 3-4b), og fem modulkonfigurasjoner inngikk i membranpiloten, noe som gir en total membranoverflate på ca. 30 m^2 .



(a)



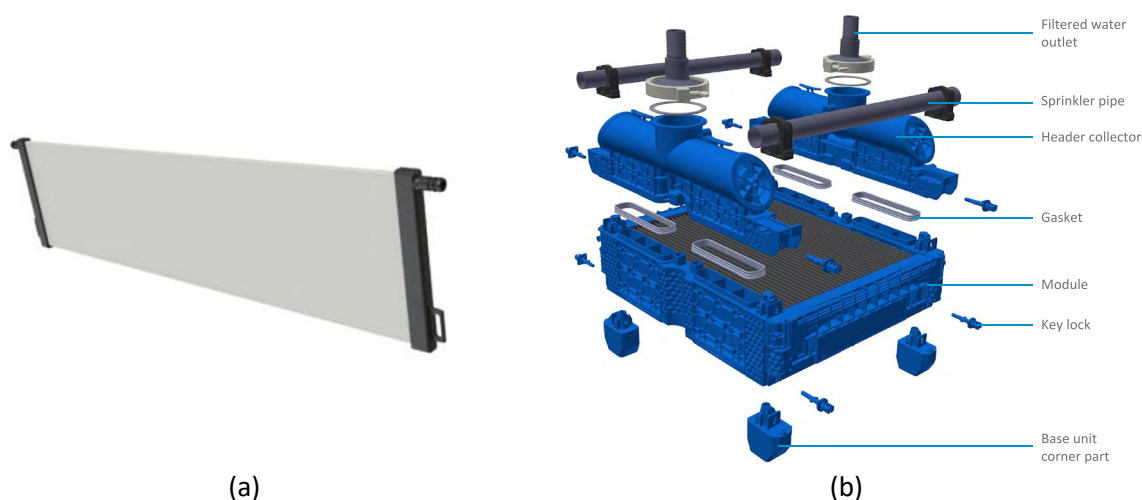
(b)

Figur 3-3: Membranpiloten i Bjørnegårdtunnelen (a) og plantegning over hvordan hele membransystemet ser ut (b) [116].

Membranmodulene var nedsenket i TVV, og en vakuumpumpe skapte et transmembrantrykk (TMP) på rundt 0,06 bar i piloten. I tillegg ble permeabiliteten til vannet målt, og den lå vanligvis mellom 200 og 1500 L/m²·h·bar. I starten ble membranen driftet med en membranflux på 80 L/m²·h, men den ble fort redusert ned til 50 L/m²·h på grunn av hurtig nedgang i permeabiliteten. Renset vann ble samlet opp i en permeattank, og rant fra ut av renseanlegget derifra. For å redusere begroingen på membranoverflaten ble modulene luftet med faste intervaller på 15 sekunders lufting hvert 10. minutt. Når permeabiliteten ble for lav, TMP ble for høy eller mengden rensed vann nådde en bestemt verdi, ble membranen tilbakespylt. Det ble brukt to typer tilbakespyling i Bjørnegårdtunnelen:

- 1) Vanlig tilbakespyling: Renset vann fra permeattanken ble pumpet tilbake inn i membranmodulene og til sprinklerne.
- 2) Kjemisk forsterket tilbakespyling (chemical enhanced backwash, CEB): Renset vann fra permeattanken ble pumpet tilbake inn i membranmodulene. Vannet ble blandet med syre (H₂SO₄) eller base (NaOH), der typen kjemikalie ble vekslet, og drysset over membranmodulene. Bløtleggingstiden med kjemikaliene som ble testet, var mellom 1 og 60 minutter. Hvor ofte CEB skjer, kunne endres manuelt, der produsentens standardinnstilling var at hver tredje tilbakespyling skulle være en CEB.

Etter tilbakespyling ble vannet fraktet til en slamtank (Sludge Tank, Figur 3-3b) hvor pH ble justert før vannet ble slippet ut fra renseanlegget. Etter hvert forsøk ble membranmodulene rengjort med og lagret i vann fra springen.



Figur 3-4: Keramisk membranplate av silisiumkarbid (a) og moduldesign (b) som ble brukt i politrenseanlegget [117].

3.1.3 Adsorpsjonskolonne

Den tredje rensemetoden som ble undersøkt, var en adsorpsjonskolonne (Figur 3-5), fylt med regenerert GAC (0,5-3,5 mm kornstørrelse; CarboTech Pool W 1-3; CarboTech AC GmbH, Tyskland). Dette materialet ble laget ved å reaktivere tidligere brukt aktivt kull med en reaktiveringstemperatur på 850 °C. Adsorpsjonskolonnen var 220 cm høy og 95 cm i diameter, og ble kun kjørt nedstrøms gjennom hele forsøksperioden. I løpet av denne perioden ble filteret kjørt i omtrent 500 timer. Mellom hver kjøring ble GAC-filteret lagret tomt eller med rester av TVV inni.



Figur 3-5: Bilde av adsorpsjonskolonnen

I løpet av de fire årene renseanlegget har vært i operasjon (fra sommer 2019 til sommer 2023) har adsorpsjonsfilteret blitt byttet ut en gang (november 2022).

3.1.4 Prosedyre for prøvetaking

I løpet av prosjektperioden (2020-2023) ble TVV fra seks tunnelvasker brukt til å undersøke innholdet av TVV og renseseffektiviteten til posefilteret, membranfilteret og GAC-filteret. En oversikt over datoer, type vask og oppsamlingsbasseng er vist i Tabell 2. Urenset TVV ble samlet opp direkte fra sedimentasjonsbassenget ved hjelp av en nedsenkbar pumpe ca. 0,5 m under vannoverflaten. En automatisk prøvetaker ble brukt til å ta prøver av sedimentert TVV rett før det gikk inn i sekundærrenseanlegget. Vannet som ble renseset i enten posefilteret eller GAC-filteret, strømmet gjennom en stor beholder for eventuell pH-justering før det ble sluppet til det kommunale avløpsvannsystemet (store, svarte rør øverst i Figur 3-1). Det var også i denne beholderen at prøvene av det pose- og GAC-filtrerte TVV-vannet ble samlet inn. For

membranfiltreringssystemet ble det installert en ventil på røret som forbinder membrantanken med permeattanken, der de membranfiltrerte TVV-prøvene ble samlet inn.

Tabell 2: Oversikt over datoer for tunnelvask, type vask og hvilket basseng tunnelvaskevannet ble samlet opp i etter hver vask. En helvask innebærer at alle overflatene i tunnelen vaskes, mens en halvask bare omfatter tunnelvegger, skilt, lys og veier [10].

Dato for tunnelvask	Type vask	Oppsamlingsbasseng
27.11.20	Helvask med børster	B2
30.06.21	Helvask med børster	B1
12.10.21	Halvask med børster	B1
02.03.22	Halvask med børster	B1
24.08.22	Halvask med børster	B1
21.10.22	Helvask med børster	B2

Mens prøver for vanlige vannkvalitetsparametere og sporelementer ble samlet inn i 20 L HDPE plastbeholdere eller 1 L PP-flasker, ble prøver for analyse av organiske mikroforurensninger samlet inn i 250 mL HDPE-flasker eller glassflasker. Flaskene ble vasket i oppvaskmaskin og skylt med destillert vann før prøvetaking. 500 mL eller 250 mL glassflasker (forhåndsrenset med metanol og etylacetat) ble brukt til bioanalyseprøvene. Prøvene ble oppbevart ved 10 °C under felteksperimentene på grunn av mangel på kjølelager. Etter retur til laboratoriet ble prøver for vanlige vannkvalitetsparametere og bioanalyser behandlet umiddelbart, og prøver for sporelementanalyser ble umiddelbart klargjort. Prøver for organisk analyse ble frosset ned ved -20 °C inntil videre prøveforberedelse. En oppsummering av prøveforberedelse, ekstraksjonsprosedyrer og analyse av vanlige vannkvalitetsparametere, sporelementer og organiske mikroforurensninger er gitt i kapittel 3.2. En mer detaljert beskrivelse er gitt av Vistnes et al. [58, 118].

3.2 Klargjøring og analyse av prøver

Prøveforberedelse er vanligvis nødvendig før analyse av miljøprøver. Hvis de aktuelle analyttene er bundet til partikler, må de først løses opp i et egnet løsemiddel. Deretter er prøvematriksen ofte for

kompleks til at analyseinstrumentene kan håndtere den, og prøven gjennomgår derfor en renseprosess for å fjerne for eksempel salter og andre interferenser. I tillegg er analyttene ofte til stede i svært lave konsentrasjoner, spesielt ved analyse av mikroforurensninger, og det er derfor en fordel med et trinn der analyttene oppkonsentreres. Til slutt brukes separasjonsteknikker for å spre analyttene, slik at de ikke overlapper med hverandre under deteksjonen.

3.2.1 Vanlige vannkvalitetsparametere

Vanlige vannkvalitetsparametere som pH, ledningsevne, turbiditet, totalt suspendert tørrstoff (TSS), totalt tørrstoff (TS), oppløst organisk karbon (DOC) og ioner, inkludert klorid (Cl^-), nitrogendioksid (NO_2^-), nitrat (NO_3^-), fosfat (PO_4^{3-}), ammonium (NH_4^+), natrium (Na^+), kalsium (Ca^{2+}) og magnesium (Mg^{2+}), ble målt i alle prøvene som ble samlet inn fra pilotforsøket. Før analysen ble delprøvene for analyse av DOC og ioner filtrert med et 0,45 μm polyetersulfon (PES) filter.

3.2.2 Sporelementer

For sporelementanalyse ble hver prøve delt i to. Den ene delen ble filtrert med et 0,45 μm PES-filter (som representerer den oppløste sporelementkonsentrasjonen, kalt oppløst fraksjon), og den andre ble ikke filtrert (som representerer den totale sporelementkonsentrasjonen, kalt total fraksjon). Alle delprøvene av sporelementer ble konserverte ved hjelp av surgjøring (salpetersyre, 65 %) før lagring. Før analyse ble totalfraksjonsprøvene oppsluttet i mikrobølgeovn med salpetersyre (65 %), en maksimumstemperatur på 245 °C og et maksimumstrykk på 120 bar. Oppslutningsprosessen varte i omtrent tre timer. En Agilent 8800 Triple-Quadrupole induktivt koblet plasma-massespektrometri (ICP-MS) ble brukt til å analysere følgende sporelementer: Al, As, Cr, Cu, Fe, Ni, mangan (Mn), Pb, Sb og Zn. For hver batch av metallprøvene fra totalfraksjonen som ble kjørt i mikrobølgeoppslutningen, ble det tatt med to blankprøver (2 mL salpetersyre, 65 %) for å kontrollere for kontaminering. Videre ble alle prøvene analysert i triplikater for å sikre reproduzierbarheten i analysen.

3.2.3 Klargjøring, ekstraksjon og analyse av prøver av organiske mikroforurensninger

I dette prosjektet ble det brukt to metoder for prøveforberedelse og ekstraksjon. Den første metoden ble hovedsakelig brukt for å finne ut hvilke mikroforurensninger som var til stede i TVV. Prøvepreparering og ekstraksjon ble tilpasset for å finne de spesifikke forbindelsene som var av interesse. Den andre metoden ble brukt for å ha samme prøveforberedelse og ekstraksjonsprosedyre som for bioassayprøvene. Dette sikret at de samme forbindelsene som ble eksponert for cellelinjene, ble detektert i prøvene. Den andre metoden var mindre tilpasset spesifikke forbindelser og kunne detektere færre forbindelser. I begge metodene ble det inkludert prosedyreblanker (rene filtre for partikkelfraksjonen og destillert vann for den oppløste fraksjonen) for å ta høyde for potensiell kontaminering. Mellom hver tiende prøve under analysen ble det kjørt løsemiddelblanker og standarder på 50 $\mu\text{g/L}$ (for PAH) eller 10 $\mu\text{g/L}$ (for de andre stoffklassene) for å kontrollere for drift i analyseinstrumentet. Alle prøvene ble tilsatt internstandarder for å kvantifisere konsentrasjonene. En ekstern kalibreringskurve ble brukt til å kvantifisere PAH, mens matrikstilpassede kalibreringsstandarder ble brukt til å kvantifisere de øvrige organiske forbindelsesklassene. Alle analysemetoder er beskrevet mer detaljert i de tilhørende vitenskapelige publikasjonene. (kapittel 7.1).

Metode 1 for prøveforberedelse og ekstraksjon av organiske mikroforurensninger

I denne metoden ble hver prøve delt opp i tre delprøver på 50 mL hver. Hver delprøve ble filtrert med et 0,7 μm glassmikrofiberfilter, som på forhånd hadde blitt brent i fire timer ved 450 °C for å redusere porestørrelsen til ca. 0,45 μm [119]. Dette resulterte i tre filtre (partikkelfraksjon, PF) og tre filtrater

(oppløst fraksjon, DF) per prøve. Filtrene, som inneholdt partikler større enn 0,45 µm, ble frosset ned ved -20 °C i minst 24 timer, og deretter frysetørket i 24 timer ved 0,94 mbar. De frysetørkede filtrene ble oppbevart ved romtemperatur inntil videre prosessering. Filtratene ble konserverte ved surgjøring (saltsyre, 37 %, til pH < 3) og oppbevart ved 4 °C inntil videre analyse.

Ett av filtrene og ett av filtratene ble brukt til å ekstrahere og analysere de 16 EPA PAH-ene i partikulære og oppløste fraksjoner i TVV-prøvene. Filteret ble ekstrahert med akselerert løsemiddelekstraksjon (ASE), som løser opp hydrofobe analytter fra den faste til den oppløste fasen. Filteret (PF) ble lagt i et kammer (en ASE-celle) som inneholdt kiselgur, kobberpulver og aluminiumoksidpulver for å rense prøven. Deretter ble cellen tilsatt en 1:1-blanding av aceton og diklormetan (DCM) og satt under trykk før løsemiddelblandingen ble transportert gjennom cellen, og ekstraktet ble samlet opp i oppsamlingsflasker. Disse ekstraktene ble inndampet til 0,5 mL, etylacetat ble tilsatt, og deretter ble ekstraktet filtrert med et 0,2 µm PES-filter. Filtratet (DF) ble utsatt for fastfaseekstraksjon (SPE) med C18-pulver som fast fase. SPE-kassetten som inneholdt den faste fasen, ble tilsatt metanol, DCM og vann før prøven ble lastet inn, alt ved hjelp av tyngdekraften. PAH-ene vil da feste seg til C18-pulveret mens resten av prøven renner gjennom. Deretter ble sylindren sentrifugert, og PAH-ene ble eluert fra sylindren ved å tilsette aceton og DCM. Begge ekstraktene (dvs. ett for PF og ett for DF) ble konsentrert under en nitrogenstrøm ned til 1 mL, og de konsentrerte ekstraktene ble oppbevart i 1,5 mL glass ved -20 °C før analyse. PAH-ekstraktene ble analysert ved hjelp av gasskromatografi-massespektrometri (GC-MS), der de ulike forbindelsene skilles fra hverandre basert på en temperaturgradient. Ved lave temperaturer vil de mest flyktige forbindelsene fordampe og bevege seg mot detektoren. Ved gradvis å øke temperaturen vil mindre flyktige forbindelser begynne å fordampe og bevege seg mot detektoren inntil alle interessante forbindelser er eluert og detektert. Et utvalg prøver ble også analysert ved hjelp av høytrykkes væskekromatografi koblet til en diodearray-detektor og en fluorescensdetektor (HPLC-DAD-FLD) for å sammenligne deteksjonsevnen. For disse prøvene ble acetonitril brukt som det endelige løsningsmidlet i ekstraktet i stedet for etylacetat.

Det andre filteret og filtratet ble brukt til å ekstrahere og analysere PFAS-er, BP-er og BzP-er i TVV. Filteret (PF) ble utsatt for væske-faststoff-ekstraksjon, en prosess der det faste stoffet senkes ned i et egnet løsemiddel, som i dette tilfellet var en 1:1-blanding av metanol og vann (surgjort til pH < 3 med saltsyre). Blandingen ble kraftig mikset, ultralydbehandlet ved 35 °C og deretter sentrifugert. Supernatanten ble samlet opp og fortynnet med surgjort vann (pH < 3 med saltsyre). Både det fortynnede PF-ekstraktet og filtratet (DF) ble utsatt for SPE med Strata-X-kassetter, på forhånd vasket med metanol og vann. PF-ekstraktene og DF-prøvene ble lagt på SPE-kassetten og tørket under vakuum. Forbindelsene ble eluert med en 1:1-blanding av metanol og acetonitril. Ekstraktene ble konsentrert under en nitrogenstrøm ned til 0,25 mL, og deretter fortynnet til 1 mL med en 1:1:2-blanding av metanol, acetonitril og vann. Konsentrerte ekstrakter ble lagret i 1,5 mL glass ved -20 °C før analyse. Ekstraktene som inneholdt PFAS, BP og BzP, ble analysert ved hjelp av væskekromatografi-massespektrometri (LC-MS/MS), der separasjonen av de ulike forbindelsene er basert på en løsemiddelgradient fra for eksempel høy til lav polaritet. I dette tilfellet vil de mest polare forbindelsene bli transportert først til detektoren. Etter hvert som den mobile fasen som transporterer forbindelsene til detektoren, gradvis blir mindre polar, vil de mindre polare forbindelsene bevege seg med løsemiddelet til alle forbindelsene er detektert. 38 PFAS-forbindelser, 6 BP og 5 BzP ble analysert i denne analysen.

Det tredje filteret og filtratet ble brukt til å ekstrahere og analysere BTH-er og BTR-er i TVV. Samme prosedyre som beskrevet for filteret og filtratet for PFAS, BP og BzP ovenfor, ble brukt for disse prøvene fram til trinnet for fortynning av de konsentrerte ekstraktene. For ekstrakter med BTH og BTR

ble en 1:1 blanding av metanol og vann med 1 % maursyre brukt til å fortynne ekstraktene fra 0,25 mL til 1 mL. Konsentrerte ekstrakter ble lagret i 1,5 mL glass ved -20 °C før analyse. Ekstraktene ble videre analysert ved hjelp av LC-MS/MS. 7 BTH-er og 7 BTR-er ble undersøkt i denne analysen.

Metode 2 for prøveforberedelse og ekstraksjon av organiske mikroforurensninger

I denne metoden ble det bare brukt én delprøve på 50 mL. Delprøven ble filtrert med et 0,7 µm mikrofiberfilter av glass, som på forhånd hadde blitt brent i fire timer ved 450 °C for å redusere porestørrelsen til ca. 0,45 µm, noe som resulterte i et filter (PF) og et filtrat (DF). Filteret ble frosset ved -20 °C i minst 24 timer, og deretter frysetørket i 24 timer ved 0,94 mbar. De frysetørkede filtrerene ble oppbevart i romtemperatur inntil videre behandling. Filtratet ble konserverert ved surgjøring (saltsyre, 37 %, til pH < 3) og oppbevart ved 4 °C inntil videre analyse.

Filteret (PF) ble behandlet på samme måte som filteret for PAH-analyse ovenfor. Ekstraksjonen ble utført med ASE, etterfulgt av konsentrasjon under en nitrogenstrøm, utskifting av løsemiddel til etylacetat og filtrering gjennom et 0,2 µm-filter. Ekstraktet ble deretter delt i tre like store deler. Den første delen ble brukt til PAH-analyse, som ble ytterligere konsentrert til nær tørrhet, og deretter ble etylacetat tilsatt til 1 mL og analysert ved GC-MS. Den andre delen ble brukt til analyse av PFAS, BP og BzP, som ble konsentrert til nesten tørr tilstand og deretter fortynnet til 0,1 mL med en 1:1:2-blanding av metanol, acetonitril og vann, og deretter analysert med LC-MS/MS. Den tredje delen ble brukt til analyse av BTH og BTR, som ble konsentrert til nesten tørrhet og deretter fortynnet til 1 mL med en 1:1-blanding av metanol og vann med 1 % maursyre og analysert ved hjelp av LC-MS/MS.

Filtratet (DF) ble utsatt for SPE, der Strata-X-kassetten ble kondisjonert med etylacetat, metanol og vann før prøven ble lastet inn. Etter at prøvene var ferdig lastet, ble sylindren tørket under vakuum, og forbindelsene ble eluert med metanol og etylacetat. Ekstraktet ble deretter delt i tre like store deler, og alle tre delene ble inndampet til tørrhet under en nitrogenstrøm. Den første delen ble fortynnet til 1 mL med etylacetat for analyse av PAH ved GC-MS. Den andre delen ble fortynnet til 0,1 mL med en 1:1:2-blanding av metanol, acetonitril og vann for analyse av PFAS, BP og BzP ved LC-MS/MS. Den tredje delen ble fortynnet til 1 mL med en 1:1-blanding av metanol og vann med 1 % maursyre for å analysere BTH-er og BTR-er med LC-MS/MS.

3.2.4 Klargjøring av prøver til bioanalyse

Bioassayprøvene ble behandlet i henhold til Metode 2 beskrevet ovenfor. Kort fortalt ble 250 ml av TVV-prøven filtrert. Mens filteret (PF) ble frysetørket, ekstrahert med ASE og konsentrert til tørrhet, ble filtratet (DF) lagt på en Strata-X-kassett, eluert med løsemiddel og inndampet til tørrhet. Glassene med tørre prøver ble sendt til Helmholtz Centre for Environmental Research (UFZ - Leipzig) ved avdeling for celletoksikologi i Tyskland for bioanalytisk analyse. Tabell 3 gir en oversikt over de valgte bioanalysene.

Som tidligere beskrevet, velges bioassays basert på de forventede forbindelsene som finnes i prøven, og de biologiske effektene de er kjent for å forårsake. I TVV indikerer tidligere litteratur at PAH-er vil være til stede i høye konsentrasjoner som er kjent for å være kreftfremkallende. AhR-CALUX-bioassayet ble derfor valgt som en av bioassayene i dette prosjektet for å indikere aktivering av AhR, noe som kan indusere genotoksisitet eller mutagenisitet. AREc32-analysen indikerer oksidativt stress gjennom produksjon av oksiderende enzymer som følge av aktivering av antioksidantresponselementet (ARE). Flere forbindelser som er antatt å finnes i TVV, inkludert BPA, kan forårsake oksidativt stress i eksponerte organismer, noe som forklarer hvorfor den er tatt med i denne studien. Til slutt ble det inkludert et bioassay som undersøkte hemming av nevritenes vekst ved å måle reduksjonen i lengden på nevritene i SH-SY5Y-cellelinjen ved eksponering. Dette har

tidligere blitt brukt til å påvise nevrotoksiske effekter av mikroforurensninger i overflatevann og avløpsvann fra renseanlegg, som muligens inneholder mikroforurensninger som ligner på TVV.

Tabell 3: Oversikt over bioanalysene som inngår i prosjektet, med måledepunkter, referansesubstans og referanse for hver bioanalyse.

Navn på bioassay	Endepunkt/effekt	Referanseforbindelse	Kilde
AhR CALUX	Activation of aryl hydro-carbon receptor (AhR)	Benzo(a)pyrene	Sossalla et al. [120]
AREc32	Induction of oxidative stress response	Dichlorvos	Sossalla et al. [120]
Neurite outgrowth inhibition	Inhibition of neurite outgrowth	Narciclasine	Lee et al. [115]

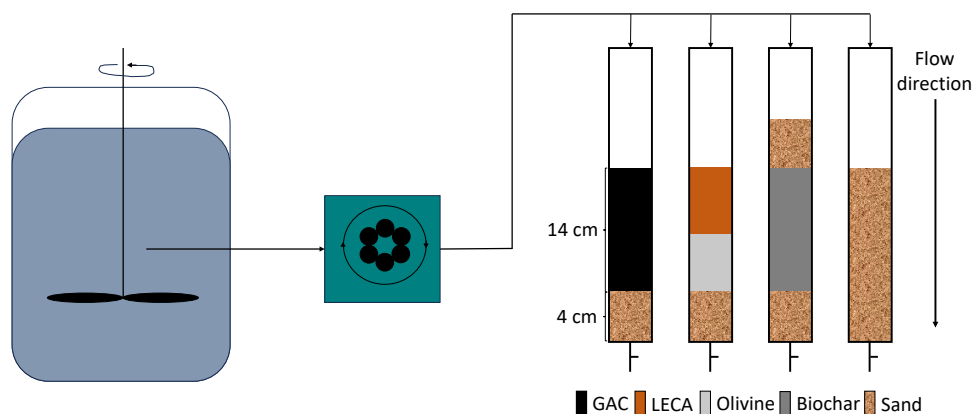
3.3 Sorpsjonsforsøk på laboratorieskala

Et kolonneforsøk med ulike sorpsjonsmaterialer ble gjennomført for å undersøke ulike alternativer til GAC som sorbent i adsorpsjonskolonnen i Bjørnegårdtunnelen. I forsøket ble det brukt sedimentert TVV som ble samlet inn 27.09.2022 fra en tunnelvask i Bjørnegårdtunnelen som ble gjennomført 24.08.2022. Vannet ble samlet i en industriell bulkcontainer. Materialene som ble brukt i forsøket var GAC (det samme som ble brukt i pilotforsøket i Bjørnegårdtunnelen), lag av LECA og olivin, og biokull. Sand fungerte som blankprøve. Disse materialene ble valgt på grunnlag av et forforsøk, der olivin, olivin kombinert med AC, zeolitt, GAC og LECA ble testet. Materialkarakteristikkene er presentert i Tabell 4. Kolonnene som ble brukt som beholdere for adsorbentmaterialene, var 50 cm høye, 4,5 cm i diameter, laget av plast og hadde en ventil festet under hver kolonne for å regulere avløpsstrømmen og dermed kontrollere vannivået i kolonnen. De nederste 4 cm av kolonnen var fylt med sand som støttemateriale, etterfulgt av 14 cm med ulike adsorpsjonsmaterialer, noe som ga en total materialhøyde på 18 cm. Biokullet hadde ytterligere 4 cm sand i toppen av kolonnen for å unngå at det fløt til vannoverflaten.

Tabell 4: Produktspesifikasjoner for de fem adsorbentmaterialene som ble brukt i denne studien. GAC = granulert aktivert karbon.

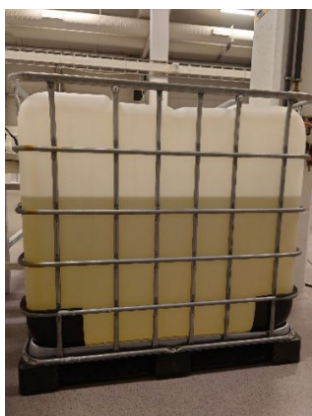
Parameter	LECA	Olivin	GAC	Biokull	Sand
Kornstørrelse (mm)	0.5-2.0	1.6-3.0	0.5-3.5	0.6-2.4	1.2-2.0
Bulkdensitet (g/mL)	0.91	1.6	0.44	0.19	1.5
Sammensetning	Varmebehandlet leire (aluminiumoksid-silikater).	Magnesium-jernsilikat	Reaktivert mineralsk, kullbasert, forhåndsbrukt aktivt kull.	Ubehandlet trevirke, finsiktsrester av flisprodukt som forbrennes ved 700 °C.	Kvarts.

To paralleller ble testet for hvert materiale, noe som ga totalt åtte kolonner. Strømmen av TVV inn i hver kolonne ble satt til 14 mL/min, noe som ga en kontakttid på 20 minutter (EBCT). Eksperimentet pågikk i 107 timer, noe som tilsvarer 285 kolonnevolumer. En prøve fra hvert sorpsjonsmateriale ble samlet inn annenhver time av forsøket som en sammensatt prøve av tre EBCT. Det innstrømmende sedimenterte TVV ble blandet gjennom hele eksperimentet for å opprettholde en homogen vannkvalitet i innløpet. Én prøve ble samlet inn daglig fra bulkbeholderen og analysert for alle relevante parametere. En skjematisk oversikt over oppsettet for adsorpsjonskolonneforsøket er vist i Figur 3-6, og bilder av kolonnene og vanntanken som ble brukt i forsøket, er vist i Figur 3-7.

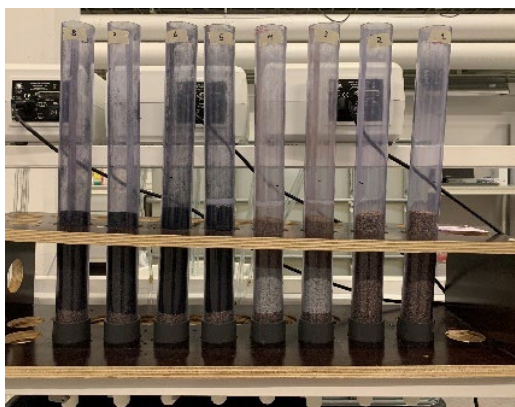


Figur 3-6: Skjematisk fremstilling av oppsettet for adsorpsjonskolonneforsøkene. Det sedimenterte tunnelvaskevannet befinner seg i en industriell bulkbeholder (til venstre) og transporteres med pumper (i midten) til kolonnene som inneholder ulike sorpsjonsmaterialer (til høyre).

Alle de innsamlede prøvene ble analysert for pH, turbiditet og ledningsevne. DOC og ioner (inkludert Cl⁻ og Na⁺) ble analysert i hver fjerde prøve som ble samlet inn. Prøver for analyse av oppløste sporelementer ble analysert fra hver andre prøve som ble samlet inn frem til time 19 av eksperimentet, og deretter fra hver fjerde prøve som ble samlet inn frem til slutten av eksperimentet. Delprøver for analyse av organiske mikroforurensninger ble samlet inn fra hver åttende prøve som ble samlet inn fra avløpskolonnen gjennom hele eksperimentet. Bioassay-prøvene ble samlet inn rett etter start (etter 11 timer) og etter at eksperimentet var avsluttet (etter 107 timer). Prøveforberedelse, prosessering og analyse er de samme som beskrevet tidligere i kapittel 3.2.



Industriell bulkcontainer



Adsorpsjonskolonner

Figur 3-7: Bilder av beholderen og adsorpsjonskolonnene som ble brukt i adsorpsjonskolonneforsøket.

4 Resultater og diskusjon

De følgende delkapitlene gir et sammendrag av de viktigste resultatene som er oppnådd i prosjektet. De er basert på tre forskningsartikler som er publisert i vitenskapelige tidsskrifter. Flere detaljer er gitt i de respektive delkapitlene.

4.1 Sammensetning av ferskt tunnelvaskevann og samlingning med relevant, tilgjengelig litteratur

Dette delkapittelet gir en oversikt over innholdsstoffene som ble funnet i urensset TVV fra Bjørnegårdtunnelen, og funnene ble sammenlignet med litteratur som var tilgjengelig på det tidspunktet. Resultatene er basert på publisasjon II i kapittel 7.1 [58].

Målet med denne studien var å utvide kunnskapen om bestanddeler i TVV, og å evaluere den potensielle toksisiteten til disse forurensningene. Målene var å (1) undersøke forekomsten av sporelementer, PAH, PFAS, BTH, BTR, BP og BzP i den partikulære og oppløste fraksjonen av TVV; og (2) identifisere og evaluere den potensielle risikoen ved bestemte forurensninger basert på eksisterende databaser og risikovurderinger. Studien presenterer også en vurdering av hvilke miljøgifter som bør prioriteres for regulering, og foreslår kort mulige renseløsninger. Så vidt forfatterne kjenner til, er dette den første studien som undersøker PFAS, BTR, BP og BzP i TVV.

4.1.1 Resultater og diskusjon

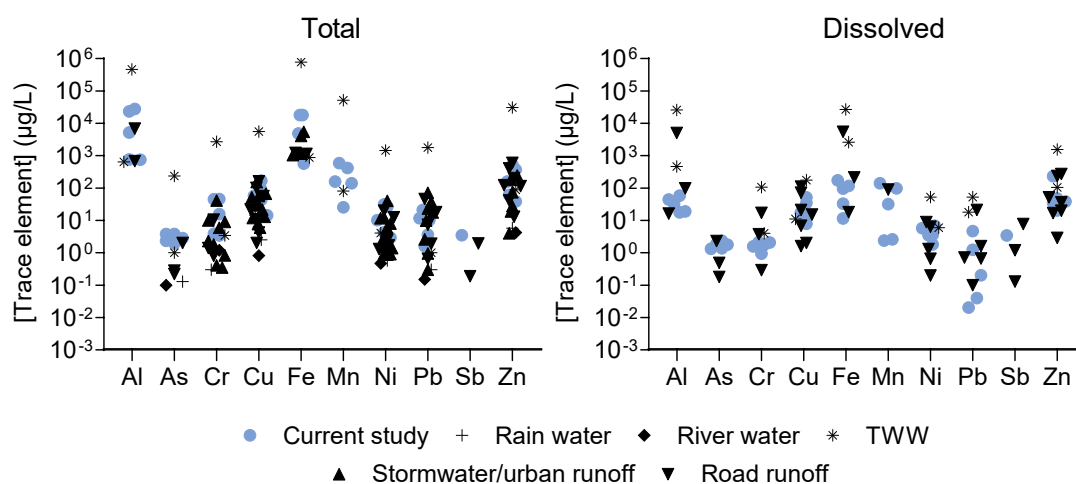
4.1.1.1 Vanlige vannkvalitetsparametere

De vanligste vannkvalitetsparametere i TVV ble funnet å ligge i samme størrelsesorden som i andre studier som har undersøkt TVV, eller som er observert i andre relevante matriser som overvann, avrenning fra veier og sigevann fra avfallsdeponier. pH-verdien som ble målt i TVV fra Bjørnegård, varierte fra 7,4 til 8,9, i likhet med TVV fra andre tunneler [28, 121] og avrenning fra veier [31, 122–124]. Dette kan tyde på at selv om det tilsettes såpe i vannet før tunnelen vaskes, påvirker det ikke pH-verdien i det resulterende TVV i vesentlig grad. I Norge brukes ofte drikkevann til tunnelvask, som vanligvis har en pH i samme område og er godt bufret, det vil si at pH-verdien praktisk talt ikke endres. Konduktiviteten i Bjørnegårdstunnelen, som varierte fra 726 til 1640 $\mu\text{S}/\text{cm}$, var høyere enn i de fleste målinger av avrenning fra veier, og høyere enn i en tunnel i Portugal (368–514 $\mu\text{S}/\text{cm}$ [28]), noe som muligens skyldes avisingssalter som ble brukt i førstnevnte tunnel. Forhøyede Cl^- -konsentrasjoner i TVV etter vintersesongen (395–2260 mg/L) sammenlignet med sommer og høst (121–263 mg/L) støtter denne teorien. I tillegg lå NO_2^- og NO_3^- begge i området 1,18–4,65 mg/L, mens PO_4^{3-} og NH_4^+ ikke ble påvist. Turbiditeten i Bjørnegårdtunnelen varierte fra 24,6–741 NTU og varierte betydelig fra vask til vask. Lignende verdier har blitt rapportert for avrenning fra veier [31, 124–126]. Det kan forventes at TVV inneholder mer partikler enn annet vann, siden støvet ikke blir spredt på grunn av vind som i tilfellet med åpne veier. Mange tunneler feies før vasken, og vannet passerer sandfang på vei til sedimentasjonsbassenget, noe som bidrar ytterligere til å redusere turbiditeten. TVV fra Bjørnegårdtunnelen inneholdt lavere konsentrasjoner av suspendert stoff (12,8–461 mg/L) enn andre norske tunneler (20,3–2180 mg/L [56]) og en tunnel i Portugal (680–1080 mg/L [28]), noe som sannsynligvis skyldes høyere trafikkmengder i noen av disse tunnelene eller lavere vaskefrekvenser, noe som gir partiklene mer tid til å akkumuleres. Partikler som når bassenget, kan også være finere og ha lavere tetthet, for eksempel TWP, sammenlignet med mineralske partikler som kanskje allerede er fjernet i sandfangene. Finere partikler vil fortsatt bidra til høye turbiditetsmålinger, men i mindre grad til SS. Til slutt var innholdet av DOC i området 8,26–29,7 mg/L, noe som er godt innenfor det som er rapportert i avrenning fra veier i Frankrike, Tyskland og USA [37–39, 41]. Hovedbidragsyteren til DOC i TVV antas å være såpen, som hadde en DOC på $1,65 \pm 0,06$ g/L. I henhold til sikkerhetsdatabladet var

bensensulfonsyre (CAS 68411-30-3) og natriumlaurethsulfat (CAS 9004-82-4) de viktigste aktive forbindelsene. Den nøyaktige sammensetningen av såpen ble ikke undersøkt nærmere. Andre rapporterte kilder til DOC i avrenning fra veibanen er eksos fra kjøretøy, dekk- og asfaltslitasjederivater, smøremidler og oljer [127]. Det er verdt å merke seg at TVV muligens er mindre påvirket av utlekking fra organisk materiale som stammer fra det omkringliggende naturlige miljøet, i motsetning til avrenning fra veier, overvann eller sigevann fra deponier.

4.1.1.2 Sporelementer

Alle de analyserte grunnstoffene ble bestemt i både den totale og den oppløste fraksjonen av TVV fra Bjørnegårdtunnelen (Figur 4-1). Totalkonsentrasjonene lå innenfor området for tidligere analyser av TVV [6], men de maksimale konsentrasjonene av grunnstoffer var minst ti ganger høyere i tidligere studier enn i Bjørnegårdtunnelen, noe som kan skyldes høyere trafikk tall eller ulike prøvetakingsmetoder. Videre var totalkonsentrasjonene i denne studien lik avrenning fra veier [128, 129] og urban avrenning [130, 131], men høyere enn i regn- og elvevann [128]. As, Cr, Cu og Zn oversteg terskelverdiene for god vannkvalitet i kystvann (henholdsvis 0,6 µg/L, 2,6 µg/L og 3,4 µg/L [18]), noe som indikerer et potensial for kroniske eller akutte toksiske effekter avhengig av stoffet og konsentrasjonen. Ved å beregne forholdet mellom observerte totalkonsentrasjoner og terskelverdiene for god vannkvalitet, vil det være nødvendig med en fortynning på faktor 15 for Cr, 66 for Cu og 155 for Zn for å redusere konsentrasjonene til god vannkvalitet.



Figur 4-1: Litteratursammenligning av sporelementer bestemt i tunnelvaskevann i total og oppløst fraksjon. Blå punkter representerer denne studien, mens de svarte punktene representerer ulike andre studier [6, 8, 122, 128–133].

I den oppløste fraksjonen (< 0,45 µm) var sporelementkonsentrasjonene i denne studien lavere enn de som er målt i andre tunneler [8], og lik eller lavere enn de som er målt i avrenning fra veier i dagen i USA, Frankrike, Nederland, Storbritannia og Australia [122, 129, 132–134]. Det var uventet at konsentrasjonene av TVV var like høye som i avrenning fra veier. Tunnelkonstruksjonen burde begrense spredningen av trafikkforurensning via vind eller regn, i motsetning til åpne veier. Faktorer som kan forklare de lignende konsentrasjonene, kan være høyere daglige trafikk tall eller mindre vannmengder som samler opp veiforurensninger, noe som fører til høyere konsentrasjoner sammenlignet med TVV.

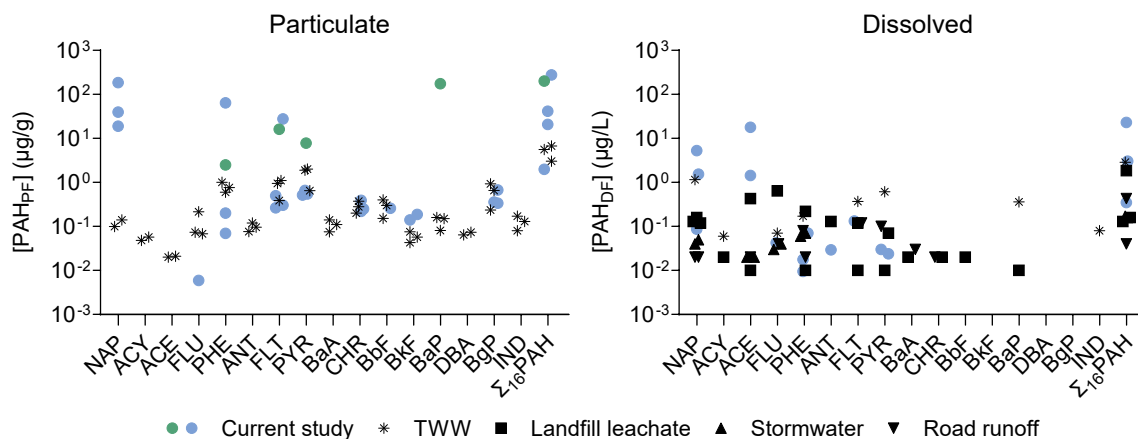
Al, Fe og Pb ble hovedsakelig funnet i partikkelfraksjonen (> 89 % av den totale konsentrasjonen). De er kjent for å binde seg med partikler og vil felles ut som hydroksider og oksider i pH-området i TVV [135, 136]. Cr ble også generelt funnet i høyere konsentrasjoner i partikkelfraksjonen (55–97 %). For As, Cu, Mn, Ni og Zn varierte partikkelfraksjonens prosentandel sterkt fra vask til vask (henholdsvis

5,8-64 %, 19-85 %, 11-100 %, 19-79 % og 23-91 %). Disse sporelementene er mer vannløselige, og sorpsjonen til partikler kan påvirkes av andre ioner, for eksempel Cl^- og Na^+ [121].

4.1.1.3 Organiske mikroforurensninger

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH ble bestemt i både den partikulære og oppløste fraksjonen av TVV (Figur 4-2). Naftalen (NAP, ikke kvantifisert (n.q.)-185 $\mu\text{g/g}$, semi-kvantifisert), fenantren (PHE, n.q.-63,9 $\mu\text{g/g}$), fluoranten (FLT, n.q.-27,7 $\mu\text{g/g}$), pyren (PYR, n.q.-7,84 $\mu\text{g/g}$), pyren (PYR, n.q.-7,84 $\mu\text{g/g}$) og benzo(a)pyren (BaP, n.q.-174 $\mu\text{g/g}$, semi-kvantifisert) ble påvist i høyere konsentrasjoner i partikkelfraksjonen. NAP og BaP er tidligere rapportert i partikkelfasen av eksos fra kjøretøy [11, 80], og NAP, PHE, FLT, PYR og benzo(g,h,i)perylene (BgP) er rapportert i både uberørte og slitte dekk [9, 137]. Dette er indikasjoner på at PAH i TVV har sitt opphav i trafikken. NAP, PHE, FLT, PYR og BaP oversteg konsentrasjonene som tidligere er funnet i partikler fra veioverflater i tunneler (0,099-2,0 $\mu\text{g/g}$ [5]) og sedimenter fra sedimentasjonsbasseng (n.q.-0,65 $\mu\text{g/g}$ [138]). De forhøyede konsentrasjonene i TVV fra den aktuelle studien kan tilskrives variasjoner i årlig daglig trafikktall, og ulike typer og frekvenser av tunnelvask. En annen medvirkende faktor er at det ble brukt såpe under vaskingen av Bjørnegårdstunnelen, mens det ikke ble brukt i den forrige studien, noe som kan føre til at mer PAH mobiliseres fra tunnelen og ut i TVV [5]. Ettersom TVV strømmer fra tunnelbunnen til sedimentasjonsbassenget gjennom renner, sandfang, sluk og rør ved hjelp av tyngdekraften i Bjørnegårdstunnelen, kan de tyngste partiklene bli holdt tilbake allerede her. Dette kan føre til at de gjenværende partiklene er mindre eller lettere enn om de hadde blitt samlet opp direkte fra veien med feiemaskiner [5]. Partikler med mindre størrelse har som standard et større spesifikt overflateareal. Når $\Sigma 16\text{PAH}$ -konsentrasjonen normaliseres for partikkelvekten, forventes det derfor at TVV vil ha høyere partikkelkonsentrasjoner enn de andre matrisene. Lignende observasjoner ble gjort i en tidligere studie [5], der høyere konsentrasjoner av $\Sigma 16\text{PAH}$ ble påvist i suspenderte partikler i TVV sammenlignet med det som ble funnet i partikler som ble samlet opp direkte fra veien av feiemaskiner.



Figur 4-2: Litteratursammenligning av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) påvist i tunnelvaskevann i partikulær (PF) og oppløst (DF) fraksjon. Fargede punkter representerer den aktuelle studien (blå = ekstraksjonsmetode 1, grønn = ekstraksjonsmetode 2), mens svarte punkter representerer ulike andre studier [5, 7, 138, 139]. PAH-forbindelsene er ordnet etter økende ringnummer og vekt.

I den oppløste fraksjonen ble NAP (n.q.-5,28 $\mu\text{g/L}$) og acenaften ((ACE), n.q.-17,8 $\mu\text{g/L}$) bestemt i de høyeste konsentrasjonene (Figur 4-2). Begge er rapportert i eksos fra kjøretøy [95]. I tillegg ble NAP, acenaftylen (ACY), ACE, PHE, PYR og benzo(a)antracen (BaA) funnet i sivevann fra nye og slitte dekk [12], mens andre studier ikke observerte noen signifikant utlekking av PAH fra dekk [9]. Regnvannspytter på fotballbaner dekket med gummigranulater, som stammer fra resirkulerte dekk,

viste konsentrasjoner av PHE, ACE, FLT, PYR og krysen (CHR) som oversteg 0,2 µg/L [140]. PAH-forbindelser med høy molekylvekt (> 200 [141]) ble påvist i gummigranulater, men ble ikke påvist i regnvannspyttter. Det samme ble observert i TVV fra Bjørnegårdtunnelen, noe som kan tyde på at bare PAH-forbindelser med lav molekylvekt lekker ut fra dekkslitasjepartikler. I denne studien var de maksimale konsentrasjonene av NAP og ACE høyere enn i Hanekleivtunnelen (henholdsvis 1,15 µg/L og ikke påvist (n.d.) [7]). I tillegg ble fluoren (FLU), PHE, antracen (ANT), FLT og PYR påvist i oppløst fraksjon av TVV fra Bjørnegårdtunnelen, i tilsvarende konsentrasjoner som rapportert i litteraturen for TVV [7], sigevann fra avfallsdeponier, overvann og avrenning fra veier [142].

I prøver fra tre av de fem vaskene var det partikkelfraksjonen som hadde de høyeste PAH-belastningene i TVV. PAH med høy molekylvekt (CHR, benzo(b)fluoranten (BbF), benzo(b)fluoranten (BkF), BaP og BgP) ble utelukkende funnet i partikkelfraksjonen, mens PAH med lav molekylvekt enten hovedsakelig ble funnet i den oppløste fraksjonen (ACE, FLU og ANT > 94,1 % i oppløst fraksjon) eller i begge fraksjoner (NAP og PHE). Dette stemmer overens med tidligere studier som viser at PAH med lav molekylvekt er mer vannløselige enn forbindelser med høy molekylvekt [137].

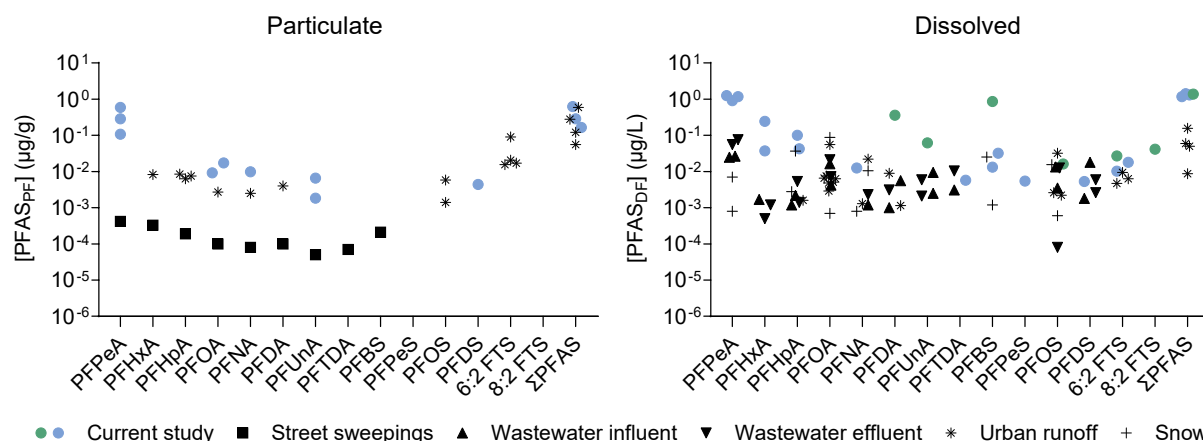
Den totale konsentrasjonen av NAP, FLT, PYR, CHR, BkF, BaP og BgP overskred grenseverdiene for overflatevann [18], noe som indikerer potensial for kroniske effekter ved langtidseksponering. Ved å beregne forholdet mellom observerte konsentrasjoner og terskelverdiene ville en fortykning på 10 være tilstrekkelig for de fleste forbindelsene, med unntak av FLT, PYR, BaP og BgP (her ville en fortykning på henholdsvis 55, 15, 21 700 og 235 være nødvendig). PAH-er er problematiske, hovedsakelig fordi de kan aktivere arylhydrokarbonreseptoren og potensielt indusere produksjon av metabolske enzymer og reaktive mellomprodukter som kan forårsake DNA-skader [110]. Tidligere studier har observert at EC50-verdiene avtok etter hvert som logKow økte, noe som tyder på økt toksisitet for PAH-forbindelser med høy molekylvekt [49]. Det har blitt fremmet forslag om strengere reguleringer av PAH i EUs miljøkvalitetsstandarder for overflatevann [20].

Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

Partikkelfraksjonen i TVV-prøvene inneholdt flere ulike PFAS-er (Figur 4-3), inkludert både kortkjedede (<7 C for perfluorkarboksylsyre og <6 C for perfluorsulfonsyre [98]) og langkjedede PFAS-er. Dette stemmer overens med flere andre studier som har funnet PFAS-er i f.eks. avrenning fra veier og parkeringsplasser [122], og gatefeiling [14], som stammer fra kjøretøy og veimiljøer [143]. Perfluorpentansyre (PFPeA, n.q.-0,590 µg/g) ble påvist i høyere konsentrasjoner i partikkelfraksjonen, etterfulgt av perfluoroktansyre (PFOA, n.q.-0,0172 µg/g), perfluornononansyre (PFNA, n.q.-9,81 ng/g), perfluoroktansulfonamid (PFOSA, n.q.-0,0217 µg/g), perfluorundekansyre (PFUnA, n.q.-6,62 ng/g) og perfluordekansulfonsyre (PFDS, n.q.-4,38 ng/g). Partikkelkonsentrasjonene av PFAS-er i denne studien er for det meste høyere enn det som er funnet i gatestøv (50-420 pg/g [14]) og avrenning fra byer (1,1-2,7 ng/g [144–146]). Høyere PFAS-konsentrasjoner i tunneler kan skyldes begrenset spredning og/eller at gatefeiling kan samle opp flere tunge partikler enn TVV, noe som gir en lavere konsentrasjon enn i TVV når det normaliseres for partikkelvekt.

I den oppløste fraksjonen av TVV ble PFPeA (n.q.-1,26 µg/L), perfluorheksansyre (PFHxA, n.q.-0,243 µg/L), perfluordekansyre (PFDA, n.q.-0,359 µg/L, semikvantifisert) og perfluorbutansyresulfonat (PFBS, n.q.-0,861 µg/L, semikvantifisert) bestemt i de høyeste konsentrasjonene. De fleste PFAS-ene i TVV ligger i samme størrelsesorden som f.eks. avløpsvann (1,0-76 ng/L [147]) og avrenning fra byer (1,2-9,0 ng/L [25,66,67]). PFPeA, PFHxA og PFBS var imidlertid minst ti ganger høyere enn tidligere rapportert i litteraturen. PFPeA ble funnet å være dominerende i avrenning fra veier og parkeringsplasser, noe som kan skyldes lokale kilder eller nedbrytning av andre PFAS-er [122]. PFAS-

er har blitt påvist i smøreoljer til biler [148], på vinduer for å forhindre duggdannelse eller i voks til rengjøring av biler [149], noe som muligens kan forklare deres tilstedeværelse i TVV.



Figur 4-3: Litteratursammenligning av per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS) bestemt i tunnelvaskevann i partikulær (PF) og oppløst (DF) fraksjon. Fargede punkter representerer den aktuelle studien (blå = ekstraksjonsmetode 1, grønn = ekstraksjonsmetode 2), mens svarte punkter representerer ulike andre studier [14, 82, 144, 150].

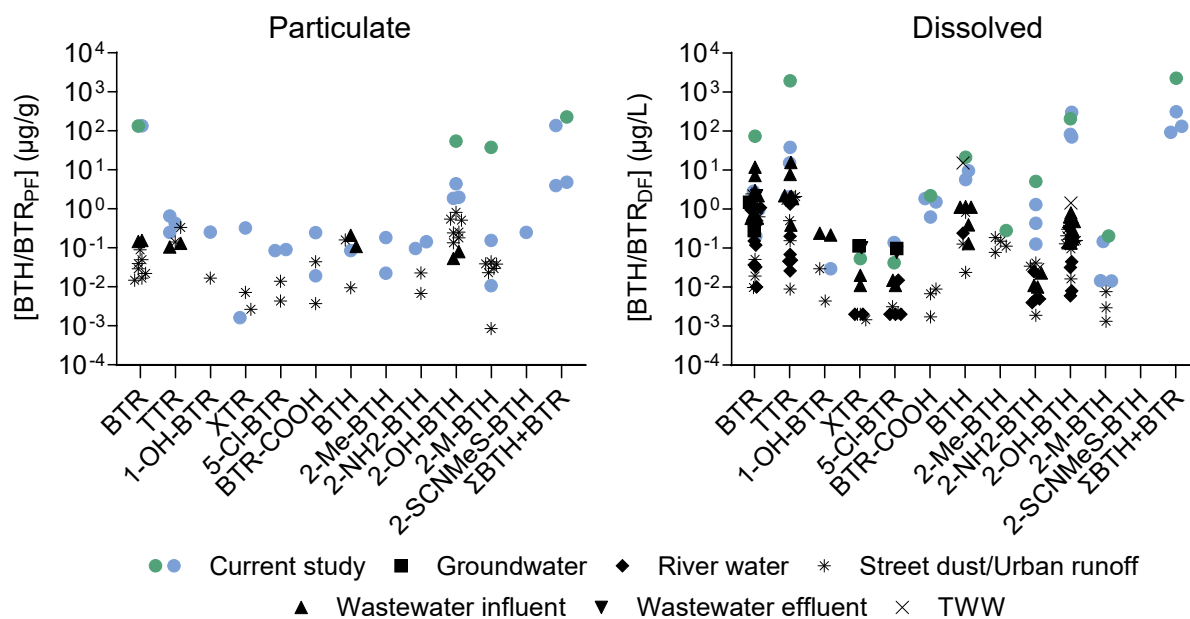
De fleste av PFAS-forurensningene som ble påvist, ble funnet i den oppløste fraksjonen, inkludert både kortkjedede (f.eks. PFPeA, PFHxA og PFBS) og langkjedede (f.eks. PFDA og perfluoroktansulfonsyre (PFOS)) PFAS-er. Mens kortkjedede PFAS forventes å forbli i vannsøylen på grunn av deres lave adsorpsjonspotensial [98], forventes langkjedede PFAS-er å adsorbere til suspendert partikulært materiale [151]. Bruken av såpe i tunnelvaskeprosessen kan forklare de høye konsentrasjonene av langkjedede PFAS-er i den oppløste fraksjonen. Tidligere studier har vist at akkumulering på skumbobler effektivt fjerner langkjedede PFAS-er [152, 153], og at sulfonsyrer fjernes mer effektivt enn karboksylsyrer [154]. Bobler som dannes under tunnelvask og prøvetaking, kan gjøre det lettere å løse opp langkjedede PFAS-er. Dette kan gi ytterligere innsikt i hvorfor det nesten ikke ble funnet noen PFAS-analog med sulfonsyrefunksjonell gruppe i partikkelfraksjonen i TVV.

Bare PFOA og PFOS er regulert i miljøkvalitetskravene for overflatevann. Total PFOS overskred grenseverdiene for god vannkvalitet i to prøver ($>0,13$ ng/L, [15]) i TVV. En fortynningsfaktor på mer enn 124 ville være nødvendig for å redusere PFOS til under EQS. Det ble imidlertid påvist høyere konsentrasjoner av flere uregulerte kortkjedede PFAS-er. Det er observert at de negative effektene av PFAS øker med kjedelengden [155], noe som forårsaker både genotoksiske og oksidative stressresponser [156, 157]. Kortkjedede PFAS er nedbrytningsprodukter av langkjedede PFAS-er [158], i tillegg til at de brukes i større grad i industrien enn langkjedede PFAS i dag. Dette kan potensielt føre til skadelige konsentrasjoner av kortkjedede PFAS-er i miljøet [98]. Det har blitt foreslått å inkludere summen av 24 individuelle PFAS-er (inkludert kortkjedede og langkjedede PFAS-er) i EUs EQS for overflatevann, som en sum av PFOA-ekvivalenter på $0,0044$ µg/L [20].

Benzotiazoler (BTH) og benzotriazoler (BTR)

Benzotiazol (BTH), benzotriazol (BTR) eller derivater av disse ble påvist i alle TVV-prøvene fra Bjørnegårdstunnelen (Figur 4-4). For partikler ble 2-hydrokso-BTH (2-OH-BTH, $1,85$ - $54,6$ µg/g), 2-morfolin-4-yl-BTH (2-M-BTH, n.q.- $38,0$ µg/g, semikvantifisert) og BTR (n.q.- 135 µg/g, semikvantifisert) bestemt i de høyeste konsentrasjonene. Disse konsentrasjonene var en eller to størrelsesordener høyere enn det som tidligere er rapportert i gatestøv (opptil $0,51$ µg/g [16]) og i partikler fra innløpsvann til renseanlegg ($0,054$ - $0,15$ µg/g [159]). De høye konsentrasjonene i TVV kan skyldes tunneler som hindrer spredning via vind og regn. I tillegg kan TWP bidra til suspendert tørrstoff i TVV,

som inneholder ulike BTH-forbindelser. BTH, 2-M-BTH, 2-OH-BTH og 2-amino-BTH (2-NH₂-BTH) ble alle påvist i bildekk [9, 52, 100], gatestøv og TWP [16, 160]. De mange bruksområdene til BTR som et antikorrosjonsmiddel og ultrafiolett stabilisator [17] kan ytterligere forklare de høye konsentrasjonene i TVV. En tidligere studie observerte at BTR og TTR korrelerte sterkt med Al, Cu, Fe og Zn i gatestøv ($r = 0,84-0,99$ [16]), noe som gjør dem til utmerkede markører for metallkorrosjon og forurensningens opprinnelseskilde. Derfor ble det utført en korrelasjonsanalyse med dataene for å undersøke potensielle korrelasjoner i TVV fra Bjørnegårdstunnelen. Det ble observert en positiv korrelasjon mellom partikkelfraksjonen BTR og partikulært Pb ($r = 0,738$), mens 4-metyl-1H-BTR (TTR) korrelerte positivt med partikulært Cr ($r = 0,800$) og Cu ($r = 0,800$).



Figur 4-4: Litteratursammenligning av benzotiazol (BTH), benzotriazol (BTR) og deres derivater bestemt i tunnelvaskevann i partikulær (PF) og oppløst (DF) fraksjon. Fargede punkter representerer denne studien (blå = ekstraksjonsmetode 1, grønn = ekstraksjonsmetode 2), mens svarte punkter representerer ulike andre studier [16, 17, 144, 159, 161, 162].

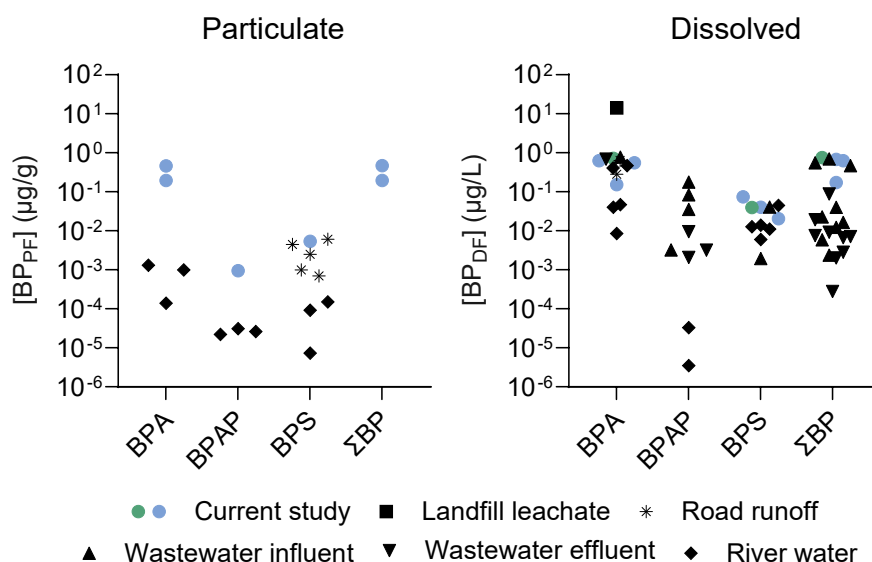
I den oppløste fraksjonen av TVV fra Bjørnegårdstunnelen var BTR (0,205-74,0 µg/L), TTR (2,05-1950 µg/L), BTH (n.q.-21,3 µg/L) og 2-OH-BTH (70,5-305 µg/L) til stede i de høyeste konsentrasjonene. Disse forurensningene, i tillegg til 2-NH₂-BTH, BTR-5-karboksytsyre (BTR-COOH) og 2-M-BTH (innenfor 0,0144-5,10 µg/L), ble påvist i tilsvarende eller opptil størrelsesordener høyere konsentrasjoner enn de som tidligere er funnet i TVV (0,028-15 µg/L [163]) (Figur 4-4). Det bør også bemerkes at TVV-matrisen viser lignende eller høyere konsentrasjoner av ulike BTH-er og BTR-er enn det som tidligere er rapportert i kommunalt avløpsvann og avløpsvann fra renseanlegg (n.d.-16 µg/L [159, 161, 164]). Denne observasjonen tyder på at TVV er en betydelig kilde til BTH-er og BTR-er i miljøet. En studie viste at ca. 16-19 % BTH ble utvasket fra dekk i en utvaskingsstudie [9], og i tillegg har 2-mercapto-BTH (2-S-BTH), 2-NH₂-BTH og 2-OH-BTH blitt påvist i utlekkingsprodukter fra dekkslitasje [65]. Vann som ble samlet inn på en fotballbane med resirkulert gummigranulater fra bildekk som fyllmasse, inneholdt opptil 120 µg/L BTH [140], noe som ytterligere indikerer utlekking under naturlige forhold. BTH-konsentrasjonen i TVV fra Bjørnegårdstunnelen er derfor sannsynligvis et resultat av utlekking direkte fra dekk eller TWP. BTR og TTR er kjente korrosjonshemmere [17], og forventes derfor å bli påvist i TVV. Oppløst BTR viste en positiv korrelasjon med oppløst Cu ($r = 0,600$), Mn ($r = 1,00$), Pb ($r = 0,800$) og Zn ($r = 0,600$), noe som kan indikere forurensningens opprinnelseskilde [16], mens det motsatte mønsteret ble sett for oppløst TTR og oppløst Al ($r = -0,800$), As ($r = -1,00$) og Cr ($r = -1,00$).

Majoriteten av BTH-er og BTR-er i TVV ble funnet i den oppløste fraksjonen (> 98 % for Σ 7BTH-er og > 50 % for Σ 7BTR-er), noe som er forventet på grunn av deres vannløselighet [52, 84]. Dette står i kontrast til hydrofobe Σ PAH-er, som har en tendens til å være til stede i partikkelfraksjonen. BTH, TTR, 2-NH₂-BTH, BTR-COOH og 2-OH-BTH ble primært funnet i den oppløste fraksjonen (> 88 % av de totale konsentrasjonene). En tidligere studie fant at > 80 % av BTH, TTR og 2-OH-BTH befant seg i den oppløste fraksjonen [159]. Videre har BTH blitt estimert til å ha en lav logKOC (1,16-1,74, [142]), noe som forklarer den høye oppløste BTH-fraksjonen. 2-metyltiobTH (2-Me-S-BTH) og 2-M-BTH har høyere logKOC-verdier (henholdsvis 2,30-2,99 og 1,78-2,42), noe som forklarer hvorfor de svinger mellom å være i den partikulære eller oppløste fraksjonen. 5,6-Dimetyl-1H-BTR monohydrat (XTR) ble bare bestemt i den partikulære fraksjonen.

For å få en indikasjon på giftigheten av BTH og BTR ble konsentrasjonene i TVV sammenlignet med ulike PNEC-verdier. BTH- og 2-OH-BTH-konsentrasjonene i TVV var høyere enn PNEC-verdiene for *Daphnia magna* i ferskvann (henholdsvis 19 µg/L og 33 µg/L [165, 166]), mens *Daphnia magna* PNEC på 107 µg/L for BTR [165] ikke ble overskredet i den aktuelle studien. Det bør imidlertid bemerkes at dette bare gir et begrenset innblikk i den generelle situasjonen, ettersom blandingen av disse stoffene med andre forurensninger potensielt kan føre til uønskede effekter.

Bisfenoler (BP)

I partikkelfraksjonen av TVV ble BPA (n.q.-0,464 µg/g) bestemt i de høyeste konsentrasjonene, etterfulgt av BPS (n.q.-0,539 ng/g) og BPAP (n.q.-0,946 ng/g) (Figur 4-5). BPA har flere trafikkrelaterte kilder, inkludert plastkomponenter i kjøretøy, asfalt og maling [88] og slitasje av dekk [167], som alle potensielt kan bidra til svevestøv i TVV. På grunn av de potensielle skadevirkningene av BPA finnes det i dag andre bisfenolanaloger på markedet, f.eks. BPS, BPAF og BPAP [87, 107]. BPS ble påvist i svevestøv i avrenning fra veier i Tyskland (0,7-6,1 ng/g [144]), i konsentrasjoner som er lavere enn de som her er påvist i partikler fra TVV. BPA, BPAP og BPS, blant andre BP, ble påvist i elektronisk avfall (4,7 ng/g til 22 µg/g) og bilfluff (1,1 ng/g til 6,7 µg/g) innsamlet fra gjenvinnings- og avfallshåndteringsanlegg i Norge [89], noe som indikerer at kjøretøy er en sannsynlig kilde til BP i TVV.



Figur 4-5: Litteratursammenligning av bisfenoler (BP) bestemt i tunnelvaskevann i partikulært (PF) og oppløst (DF) fraksjon. Fargede punkter representerer den aktuelle studien (blå = ekstraksjonsmetode 1, grønn = ekstraksjonsmetode 2), mens de svarte punktene representerer ulike andre studier [107, 144, 168, 169].

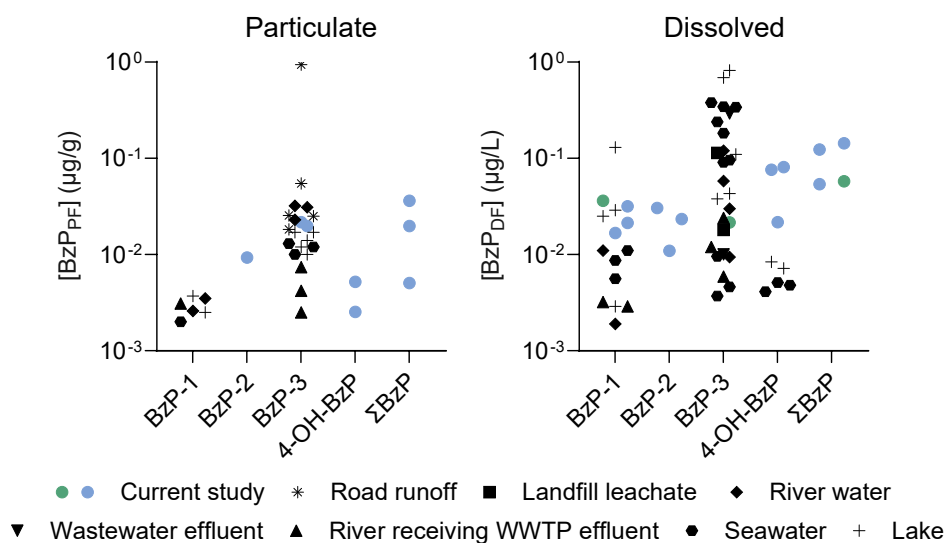
I den oppløste TVV-fraksjonen ble BPA (0,152-0,716 µg/L) og BPS (0,0203-0,0741 µg/L) bestemt i høyere konsentrasjoner i alle prøvene, mens BPAF og BPAP ble påvist i to prøver under LOQ. Lignende konsentrasjoner av BPA som i denne studien ble funnet i avrenning fra trafikkerte veier i Frankrike (0,28 µg/L [105]) og i tilførsler og utslipp av avløpsvann i Polen (0,69-0,78 µg/L [169]), sannsynligvis på grunn av utlekking fra TWP [167]. BPA og BPS ble også funnet å lekke ut fra e-avfall og bilfluff (henholdsvis 7,6 % og 83 % [89]). Det er interessant å merke seg at BPA som ble funnet i sigevann fra kommunale avfallsdeponier i Polen (14 µg/L [169]), var 20 ganger høyere enn i TVV i den aktuelle studien. I tillegg inneholdt avløpsvann i Slovenia høyere konsentrasjoner av BPAF og BPAP (n.d. -0,18 µg/L [107]) enn det som ble funnet i TVV. Dette kan tyde på at trafikk og relaterte kilder ikke nødvendigvis er de viktigste bidragsyterne til BP i miljøet.

De fleste BP finnes i den oppløste fraksjonen av TVV (>78 %). Ifølge Česen et al. [107] vil BP med $\log K_{OW} < 4$ primært forekomme i den oppløste fasen, noe som inkluderer BPS og BPA [170]. Forurensninger som BPAF og BPAP har $\log K_{OW}$ -verdier > 4 og forventes å forekomme mer i den partikulære fraksjonen. Ettersom BPA og BPS er de viktigste bidragsyterne til de totale konsentrasjonene, kan dette forklare hvorfor mesteparten av $\Sigma 6\text{BP}$ s finnes i den oppløste fraksjonen.

BPA etterligner østrogen ved å binde seg til østrogenreseptoren og er derfor regulert i miljøkvalitetsnormen for overflatevann [19]. Alle de totale BPA-konsentrasjonene som ble funnet i TVV, oversteg terskelverdiene for god vannkvalitet (0,15 µg/L, [18]), men ville vært under terskelverdien med en 5 ganger fortynningsfaktor. EC_{50} for *Daphnia magna* er ca. 10 mg/L [51, 171, 172], noe som ikke ble overskredet i denne studien. Ulike BPA-analoger har varierende effekter, der BPS hadde lignende østrogene effekter som BPA i én studie [172], men betydelig lavere i en annen studie [173]. Ingen av BPA-analogene er regulert i Miljødirektoratets grenseverdier eller i EU-direktivene [19].

Benzofenoner (BzP)

BzP-2 (n.q.-0,00932 µg/g), BzP-3 (n.q.-0,0217 µg/g) og 4-hydroksy-BzP (4-OH-BzP, n.q.-0,00535 µg/g) ble påvist i partikkelfraksjonen av TVV (Figur 4-6). BzP-3 har blitt brukt som tilsetningsstoff i plast for å forhindre nedbrytning[91]. Slitasje på kjøretøydeler som inneholder BzP, kan bidra til oppvirvling av svevestøv og tilførsel av BzP til TVV. BzP-1, BzP-2, BzP-3 og 4-OH-BzP ble påvist i EE-avfall (0,0020-0,028 µg/g) og bilfluff (0,0023-0,10 µg/g) [89], noe som indikerer en annen potensiell kilde til BzP i TVV.



Figur 4-6: Litteratursammenligning av benzofenoner (BzP) bestemt i tunnelvaskevann i partikulær (PF) og oppløst (DF) fraksjon. Fargede punkter representerer den aktuelle studien (blå = ekstraksjonsmetode 1, grønn = ekstraksjonsmetode 2), mens de svarte punktene representerer ulike andre studier [144, 169, 174–176].

I den oppløste fraksjonen av TVV ble BzP-1, BzP-2 og BzP-3 påvist i intervallene n.q.-0,0363 µg/L, mens 4-OH-BzP ble påvist i de høyeste konsentrasjonene (n.q.-0,0810 µg/L, Figur 4-6). Konsentrasjonene av 4-OH-BzP var høyere enn det som tidligere er påvist i innsjøer og sjøvann (n.d.-0,0084 µg/L [108]). BzP-1 ble bestemt i høyere konsentrasjoner i TVV enn i f.eks. elver som mottar avløpsvann fra et avløpsrensaneanlegg (n.d.-0,0032 µg/L), men i lignende konsentrasjoner som de som er rapportert i innsjøer (n.d.-0,13 µg/L) i Slovenia og Kroatia [108]. Når det gjelder BzP-3, ble det rapportert konsentrasjoner som var flere størrelsesordener høyere enn de som ble funnet i TVV, f.eks. i innsjøer (0,038-0,82 µg/L [108]) og i avløpsvann fra norske avløpsrensaneanlegg (0,29 µg/L [177]). En potensiell kilde til BzP til TVV kan være tappevannet som brukes til å vaske tunnelene. Et av drikkevannsreservoarene i Bærum kommune (Holsfjorden) er åpent for bading og fritidsaktiviteter, noe som potensielt kan eksponere denne vannforekomsten for solkremer som BzP. I tillegg ble det observert at BzP-2 og 4-OH-BzP i gjennomsnitt ble utvasket med henholdsvis 62 % og 14 % fra elektronisk avfall og bilfluff i en utlekkingsstudie [89], noe som indikerer at disse trafikkrelaterte kildene kan være potensielle kilder til BzP i TVV.

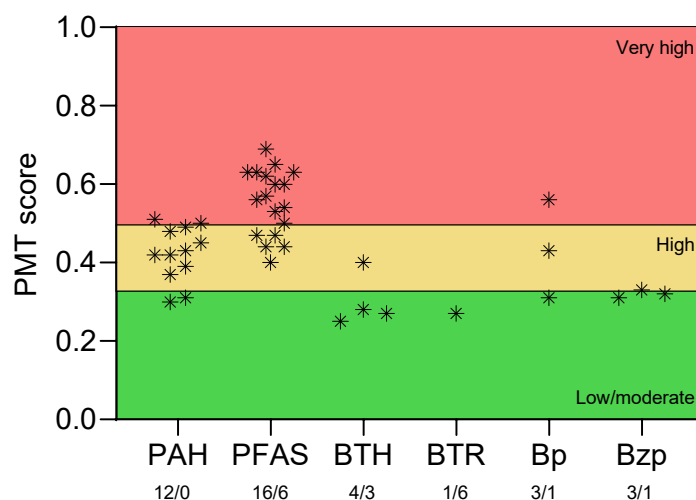
De fleste av de totale BzP-konsentrasjonene i TVV ble bestemt i den oppløste fraksjonen (> 84 %). Ifølge Liu et al. [178] viser BzP-1, BzP-2 og 4-OH-BzP logKOW < 3, noe som forklarer hvorfor fordelingen mellom partikulær og oppløst fraksjon av TVV var sterkt forskjøvet mot den oppløste fraksjonen (> 91 % i den oppløste fraksjonen). BzP-3, derimot, viste tendenser til å forekomme i begge fraksjoner (0-100 %). BzP-er kan påvirke biologisk reproduksjon [179]. Alle de analyserte BzP-ene har negativ innvirkning på *Daphnia magna* (EC50-verdier på 2,01-48,3 mg/L [178]). Selv om BzP-er ennå ikke er regulert av EU, er BzP-3 for øyeblikket på EUs overvåkningsliste for prioriterte stoffer, med potensial for å bli inkludert i miljøkvalitetsnormen for overflatevann i fremtiden [180].

4.1.2 Miljømessige betraktninger rundt TVV-kvalitet

Når man undersøker enkeltforurensninger, er det viktig å ta hensyn til at alle disse kjemikaliene opptre som en blanding i TVV. Kjemikalieblandinger kan ha andre effekter enn enkeltforbindelser [96, 181, 182]. Derfor er det viktig å evaluere blandinger for å vurdere toksisitet. Ofte mangler det data for pålitelige toksikologiske forskrifter for enkelte kjemikalieklasser. For å bøte på dette kan man beregne eller estimere konverteringsfaktorer. For eksempel ble det foreslått relative potensfaktorer (RPF) for PFAS for nettopp dette formålet [183]. Disse RPF-verdiene ble brukt til å beregne PFOA-ekvivalenter i TVV. Ved bruk av de mest konservative estimatene varierte PFOA-ekvivalentene fra n.q. til 0,13 µg/g i den partikulære fraksjonen og fra 0,015 til 3,9 µg/L i den oppløste fraksjonen i prøver fra Bjørnegårdstunnelen. Dette tilsvarer god vannkvalitet i henhold til Miljødirektoratets grenseverdier [18]. EUs drikkevannsdirektiv begrenser imidlertid den totale summen av PFAS-er til 0,10 µg/L [184]. I tillegg er et EU-forslag om en total sum av 24 PFAS-er som PFOA-ekvivalent EQS for overflatevann på 0,0044 µg/L under vurdering, noe som er minst tre ganger lavere enn i TVV i den aktuelle studien.

PFAS, BTR, BP, BzP og noen individuelle BTH i TVV er rapportert i signifikante konsentrasjoner for første gang. Det er derfor svært viktig å evaluere de økologiske og miljømessige konsekvensene av TVV-utslipp. Sammenlignet med gjeldende miljøkvalitetsstandarder ble As, Cr, Cu, Zn, NAP, FLT, PYR, CHR, BkF, BgP, PFOS og BPA funnet å overskride terskelverdiene for god vannkvalitet ved flere anledninger, men mange forurensende stoffer som i dag ikke er regulert, ble påvist i høye konsentrasjoner, for eksempel PFPeA, PFHxA, PFDA, PFBS, TTR, BTH, 2-OH-BTH og 4-OH-BzP. For å evaluere de potensielle negative konsekvensene av tilstedeværelsen av disse uregulerte

forurensningene i TVV, ble de sammenlignet med en PMT-scoringsdatabase utarbeidet av Hartmann et al. [26]. Denne metoden rangerer kjemikalier basert på deres persistens (P), mobilitet (M) og toksiske (T) egenskaper, og beregner en PMT-score, som presenteres i en database med åpen kildekode [26]. Databasen inneholdt alle EPA 16 PAH-er, flere kort- og langkjedede PFAS og flere BTH, BTR, BP og BzP. Av de forurensende stoffene som ble bestemt i denne studien, var to PAH-er (NAP og PYR) og 12 PFAS-er (PFPeA, PFHxA, perfluorheptansyre (PFHpA), PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA, PFBS, perfluoropentansulfonsyre (PFPeS), PFOS, 1H,2H-perfluoroktansulfonat (6:2 FTS) og 1H,2H-perfluorodekansulfonat (8:2 FTS)) kategorisert i PMT-score-databasen som å ha et svært høyt PMT-potensial (Figur 4-7). I tillegg ble sju PAH-er (PHE, FLT, CHR, BbF, BkF, BaP og BgP), to PFAS-er (perfluortetradekansyre (PFTDA) og PFDS), 2-NH₂-BTH, BPA og 4-OH-BzP estimert til å ha et høyt PMT-potensial. En oversikt over disse er vist i Figur 4-7. Arp et al. [185] kategoriserte BTR som vPvM og PMT, mens ANT ble kategorisert som ikke PTM. Oppsummert gir dette en klar indikasjon på at flere av de regulerte og uregulerte miljøgiftene er persistente, toksiske og/eller mobile, og at de bør overvåkes regelmessig i TVV. I tillegg bør fremtidige reguleringer i det minste inkludere uregulerte PMT-forurensninger.



Figur 4-7: Tilgjengelige persistens-, mobilitets- og toksisitetsscorer (PMT) for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS), benzotiazoler (BTH), benzotriazoler (BTR), bisfenoler (BP) og benzofenoner (BzP) bestemt i TVV [26]. Tallene under de ulike forurensningsklassene representerer antall forurensninger i TVV og PMT-listen / forurensninger i TVV, men ikke i PMT-listen.

Selv om de presenterte funnene helt klart utvider kunnskapen om TVV-kvalitet, er det trygt å anta at de fortsatt bare representerer toppen av isfjellet, og at det sannsynligvis finnes mange flere ukjente forurensninger og deres omdanningsprodukter i vannet [111]. Dette inkluderer f.eks. andre dekkrelaterte forurensninger som 6PPD-quinon og 1,3-difenylguanidin [186], eller organofosfatholdige flammehemmere i bilstøv [187]. Partikler kan dessuten fungere som et reservoar for forurensende stoffer, som dokumentert i denne studien, som kan lekke ut i vann under skiftende miljøforhold. Basert på denne evalueringen konkluderes det med at TVV bør renses før utslipp for å unngå betydelig miljøskade, og at regelverket bør strammes inn.

De gjeldende forskriftene for TVV, som fastsettes av fylkesmennene for hver enkelt tunnel, omfatter hovedsakelig pH, suspendert tørrstoff, sporelementer, PAH og PCB, men dette utelater flere andre forurensningsklasser som ble funnet i denne studien, som PFAS, BTH, BTR og BP. Dette er også tilfellet i andre land, der grenseverdier for organiske mikroforurensninger fortsatt i stor grad mangler [1]. En utvidet fremtidig regulering må inkludere mer mobile, hydrofile forurensninger, som for det meste mangler i dag, og ideelt sett inkludere noen av PMT-stoffene, som PFPeA, PFBS, BTR og 4-OH-BzP. I

tillegg bør etablerte markører for visse forurensningstyper legges til, som 2-M-BTH, 2-OH-BTH og 2-S-BTH, som indikerer utlekking fra TWP. Alle disse miljøgiftene er funnet i betydelige konsentrasjoner i TVV. I tillegg anbefales det å vurdere effektbaserte bioassays. Bare slike verktøy kan gi innsikt i de samlede miljøeffektene som kan forventes å forårsakes av TVV-utslipp, ved også å vurdere effektene av utforskede forurensende stoffer som finnes i vannet, og blandingseffektene som forårsakes av dem [111]. Hvis reguleringen utvides med de omtalte miljøgiftene og det kreves at de fjernes fra TVV, kan det forventes at den generelle vannkvaliteten vil bli dramatisk forbedret, siden mange andre miljøgifter som standard vil bli fjernet samtidig.

Tunneler som ikke har noen form for rensing, anbefales på det sterkeste å bli oppgradert, med potensiell rensing rettet mot både partikkelbundne og oppløste forurensninger. Dette vil være av stor betydning, ikke bare for tunneler som slipper TVV direkte ut i miljøet, men også i tilfeller der TVV slippes ut til det kommunale kloakksystemet. Persistente og mobile forurensninger oppfattes som utfordrende å fjerne gjennom konvensjonelle renseanlegg, noe som vil ha negativ innvirkning på resipientene eller potensiell gjenbruk av det rensede avløpsvannet eller slammet. Rensing bør være teknisk og økonomisk gjennomførbart, siden TVV kan klassifiseres som en punktkilde. Sedimentasjonsbasseng har allerede blitt installert i flere norske tunneler for å redusere partikkelbelastningen [3]. Infiltrasjon er også tatt i bruk i enkelte regioner, men det forventes at det vil være vanskelig å eliminere de mobile forurensningene som er identifisert i denne studien. Derfor er det nødvendig med grundige tester før man går videre med implementeringen. I tillegg kan innføring av koagulering sammen med filtrering ha potensial til å akselerere eller ytterligere forbedre fjerningen av partikler. Lovende resultater er oppnådd i laboratorieforsøk [47], men det mangler fortsatt felttesting av disse metodene. Bruk av aktivert karbon (AC) kan også føre til en reduksjon i konsentrasjonene av oppløste organiske og uorganiske forurensninger i TVV gjennom adsorpsjon og forhindre at mange PMT-forurensninger slippes ut i miljøet, men også her mangler felteksperimenter for å underbygge dette. Til slutt er det viktig å ta hensyn til de logistiske begrensningene som er forbundet med implementeringen av rensesystemer. I noen tilfeller er det kanskje ikke nok plass til å etablere et rensesystem på stedet, eller driftskostnadene ved flere renseanlegg i et gitt område kan være høye. I slike tilfeller kan mobile rensesystemer, som kan flyttes til ulike tunneler, være et godt alternativ.

4.1.3 Konklusjoner

Denne studien viser at TVV er en kompleks blanding som inneholder mange flere organiske mikroforurensninger enn tidligere rapportert. Sammenligningen av litteratur om vannkvalitet tyder på at funnene fra denne studien også kan overføres til andre land der tunneler er en integrert del av veiinfrastrukturen. Til tross for potensielle variasjoner i forurensningssammensetningen i TVV på tvers av landegrensene, er materialene som kjøretøyene består av, stort sett de samme, noe som resulterer i et potensial for utslipp av høye konsentrasjoner av farlige forurensninger til miljøet.

- Det ble påvist en rekke forurensninger som ikke har blitt undersøkt i TVV tidligere, blant annet kort- og langkjedede PFAS, BTH, BTR, BP og BzP.
- Al, Fe, Pb og HMW PAH ble hovedsakelig påvist i partikkelfraksjonen, mens de fleste PFAS, BTH, BTR, BP og BzP hovedsakelig ble funnet i den oppløste fraksjonen.
- Konsentrasjonene av PAH, PFAS, BTH og BTR var høyere enn det som er rapportert i andre relevante matrikser, som for eksempel avrenning fra veier og avløpsvann.
- As, Cr, Cu, Zn, NAP, FLT, PYR, CHR, BkF, BgP, PFOS og BPA oversteg de anbefalte grenseverdiene for god vannkvalitet.

-
- Flere PAH, PFAS, i tillegg til enkelte BTH, BTR, BP og BzP, er klassifisert som PMT og er av særlig miljømessig betydning.
 - Rensing av TVV bør være rettet mot både partikler og oppløste forurensninger. Foreslåtte teknologier for fremtidig testing omfatter sedimentering eller filtrering for fjerning av partikler, eventuelt med hjelp av koaguleringsmiddel, og adsorpsjon på f.eks. aktivt kull for reduksjon av oppløste forurensninger i TVV.

Denne studien bidrar til å forbedre kunnskapen om innholdsstoffer i TVV. De bestemte forbindelsene gir et godt utgangspunkt for fremtidig forskning. Fremtidige studier bør inkludere enda flere vasker for å få en bedre database for mer pålitelig korrelasjon mellom individuelle forurensninger. Det bør også undersøkes hvordan såpe påvirker miljøgifter, ettersom denne studien allerede har presentert noen potensielle indikatorer for effekter.

Det kan forventes at utslipp av urensset TVV vil ha en negativ innvirkning på vannmiljøet. Derfor anbefales det å utvide de gjeldende forskriftene om vannkvalitet og TVV i Norge ved å inkludere forurensninger som er kategorisert som å ha et høyt PMT-potensial, som PFPeA, PFBS, BTR og 4-OH-BzP. I tillegg bør vanlige markører for trafikkforurensning vurderes, som 2-M-BTH, 2-OH-BTH og 2-S-BTH, som indikerer utlekking fra TWP. Det antas at de nylig påviste forurensningene bare representerer toppen av et isfjell, og at mange andre forurensninger fortsatt er ukjente. For å finne ut av dette anbefales det å vurdere effektbaserte bioassays. Bare slike verktøy kan gi innsikt i de samlede miljøeffektene som kan forventes å bli forårsaket av TVV-utslipp, ved også å vurdere effektene av nye forurensninger i vaskevannet og effektene som forårsakes av blandingen av alle stoffene samlet.

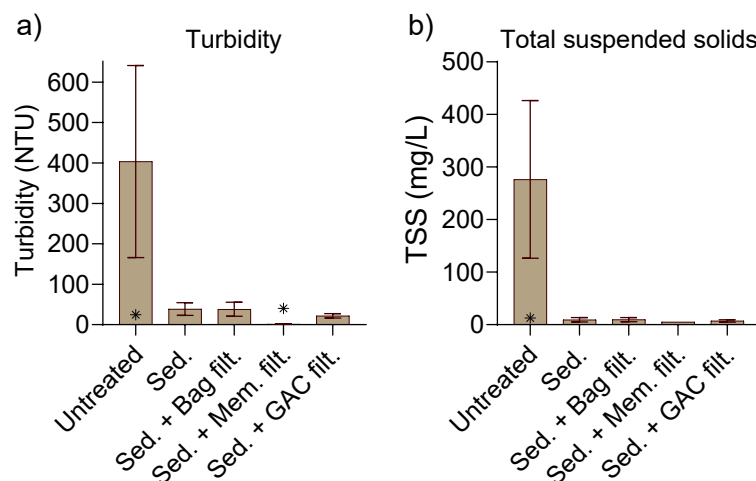
4.2 Renseeffekt av de ulike rensetrinnene i FoU-anlegget i Bjørnegårdtunnelen

Kapittelet oppsummerer funnene fra feltforsøkene i Bjørnegårdtunnelen, oppnådd etter drift av pilotrenseanlegget. Resultatene er basert på publikasjon III vist i kapittel 7.1 [59].

4.2.1 Resultater og diskusjon

4.2.1.1 Effekt av behandling på partikler og partikkelassosierte forurensninger

Urenset TVV hadde en gjennomsnittlig turbiditet på 400 ± 240 NTU og en gjennomsnittlig TSS-konsentrasjon på 280 ± 150 mg/L. Sedimentering reduserte disse verdiene med omtrent én størrelsesorden (Figur 4-8). Denne reduksjonen er viktig ettersom partikler som dekkslitasje og mikroplast kan bidra til transport og utlekking av skadelige forurensninger i miljøet [22, 23]. Den forlengede sedimenteringsperioden på 35 dager sammenlignet med konvensjonell vannrensing antas å føre til at de resterende partiklene har en størrelse i eller nær det kolloidale området og en tetthet som ligner på vann, i samsvar med standard sedimenteringsteori. Denne observasjonen stemmer overens med funnene til Gomboš et al. [188], som indikerer at restpartiklene etter sedimentering primært er innenfor størrelsesområdet 0,16 til 0,18 μm . Påfølgende posefiltrering med 1 μm porestørrelse reduserte ikke turbiditeten ytterligere, noe som bekrefter fjerningen av større partikler under den første sedimentasjonen og støtter tilstedeværelsen av kolloidale partikler. Til tross for økt turbiditet og TSS-konsentrasjon etter vintervasken 02.03.2022, forble mengden gjenværende partikler den samme for alle vaskene etter sedimentering. Mikrofiltrering med en porestørrelse på 0,1 μm reduserte turbiditeten effektivt til $1,5 \pm 0,6$ NTU, noe som indikerer at en betydelig andel av restpartiklene faktisk er kolloidale, i størrelsesorden 0,1 til 1 μm . GAC-filteet reduserte den gjennomsnittlige turbiditeten noe gjennom dybdefiltrering, selv om denne endringen ikke var statistisk forskjellig fra sedimentert TVV. Akkumulerte faste stoffer på GAC-overflater kan svekke adsorpsjonseffektiviteten på grunn av blokkering av porer eller hindret diffusjon, noe som kan gjøre det nødvendig å foreta tilbakespyling etter hvert.

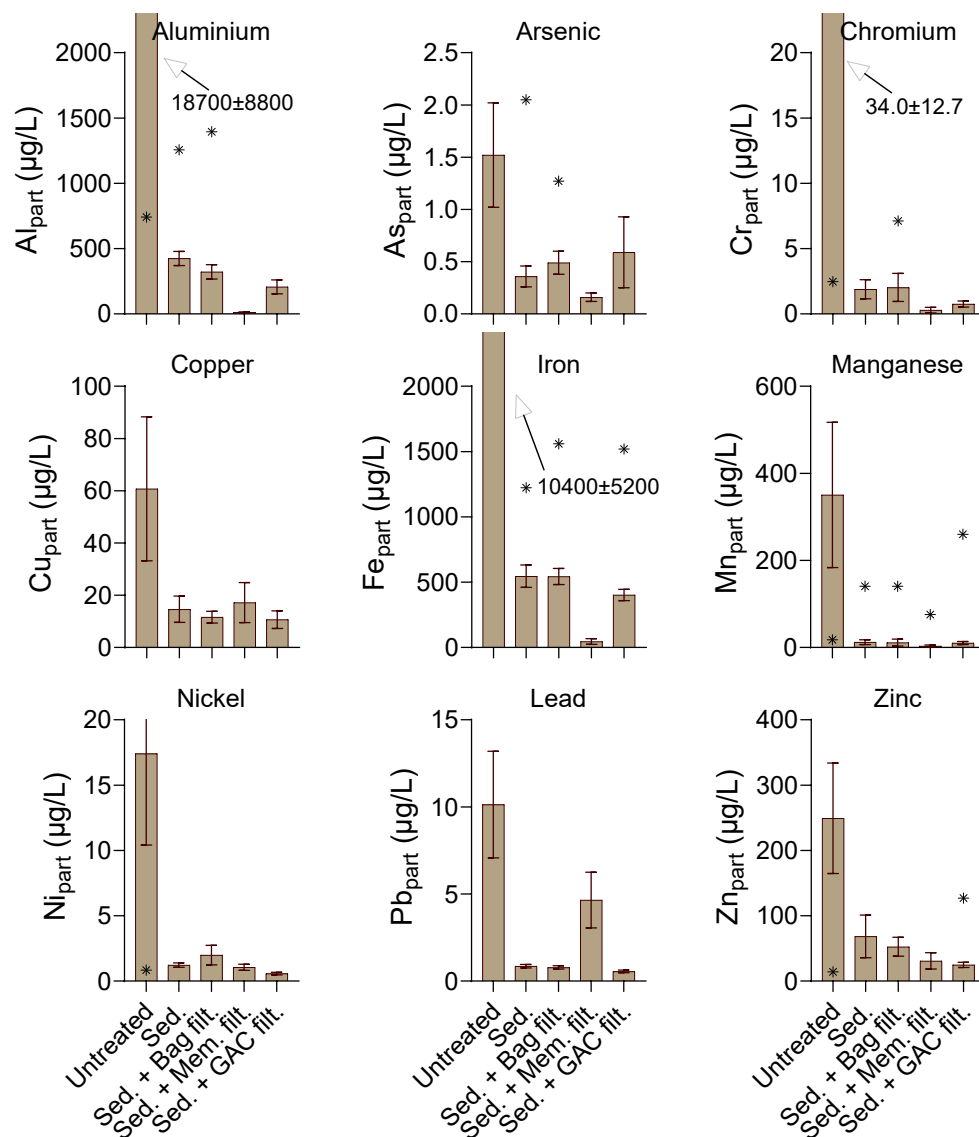


Figur 4-8: (a) Turbiditet og (b) totalt suspendert tørrstoff i urensset og renset tunnelvaskevann. Gjennomsnittsverdier og 67 % konfidensintervall er presentert basert på fem forskjellige vasker i Bjørnegårdtunnelen. Ytterligere *-ikoner representerer identifiserte ekstremverdier. Sed. = sedimentert TVV, Bag filt. = posefiltrert TVV, Mem. filt. = membranfiltrert TVV, GAC filt. = granulært aktivt kullfiltrert TVV.

Al, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb og Zn var hovedsakelig assosiert med partikler i ubehandlet TVV (Figur 4-9). Etter sedimentering ble konsentrasjonene av partikkelbundne elementer redusert med over 73 %, noe som resulterte i 430 ± 60 $\mu\text{g/L}$ Al_{part} , $1,9 \pm 0,7$ $\mu\text{g/L}$ Cr_{part} , 550 ± 90 $\mu\text{g/L}$ Fe_{part} , 12 ± 5 $\mu\text{g/L}$ Mn_{part} , $1,2 \pm 0,2$ $\mu\text{g/L}$

Ni_{part}, 0,86±0,10 µg/L Pb_{part} og 68±33 µg/L Zn_{part}. Denne reduksjonen korrelerer med den reduserte turbiditeten og TSS, noe som tyder på at disse elementene først og fremst er knyttet til tilstrekkelig store partikler som fjernes via sedimentering. Al og Fe har dessuten en tendens til å felles ut som oksider eller hydroksider, mens As og Cr potensielt kan ufelle ut sammen med Fe og Al [189, 190]. Spesielt var konsentrasjonene av Al_{part}, As_{part}, Mn_{part} og Zn_{part} marginalt forhøyet etter vintervasken 02.03.2022, men konsentrasjon etter sedimentering samsvarte med andre vasker. Selv etter sedimentering forble konsentrasjonene av Al_{part}, Cu_{part}, Fe_{part}, Pb_{part} og Zn_{part} mellom 1,5 (Fe) og 18 (Al) høyere enn deres oppløste motparter.

Sedimentering etterfulgt av mikrofiltrering viste høyest effektivitet i fjerning av Al_{part} (100 %), As_{part} (90 %), Cr_{part} (99 %), Fe_{part} (100 %) og Mn_{part} (99 %) (Figur 4-9), noe som indikerer effektiv kolloidal fjerning. Pb_{part}-konsentrasjonen økte under membranfiltrering (fra 0,86±0,10 µg/L til 4,7±1,6 µg/L), noe som sannsynligvis skyldes materialene som ble brukt i membransystemet og tilhørende komponenter. GAC-filteret reduserte Al_{part}, Cr_{part}, Ni_{part} og Zn_{part} fra sedimentert TVV noe, noe som bekrefter effektiviteten til mekanismer for dybdefiltrering; likevel var fjerningseffektiviteten betydelig lavere enn den som ble oppnådd ved membranfiltrering. Posefiltrering klarte ikke å redusere partikkelkonsentrasjonen av noe element i forhold til sedimentert TVV, antagelig på grunn av utilstrekkelig partikkelfjerning. Cu_{part} ble ikke redusert nevneverdig gjennom noen sekundær rensemetode.

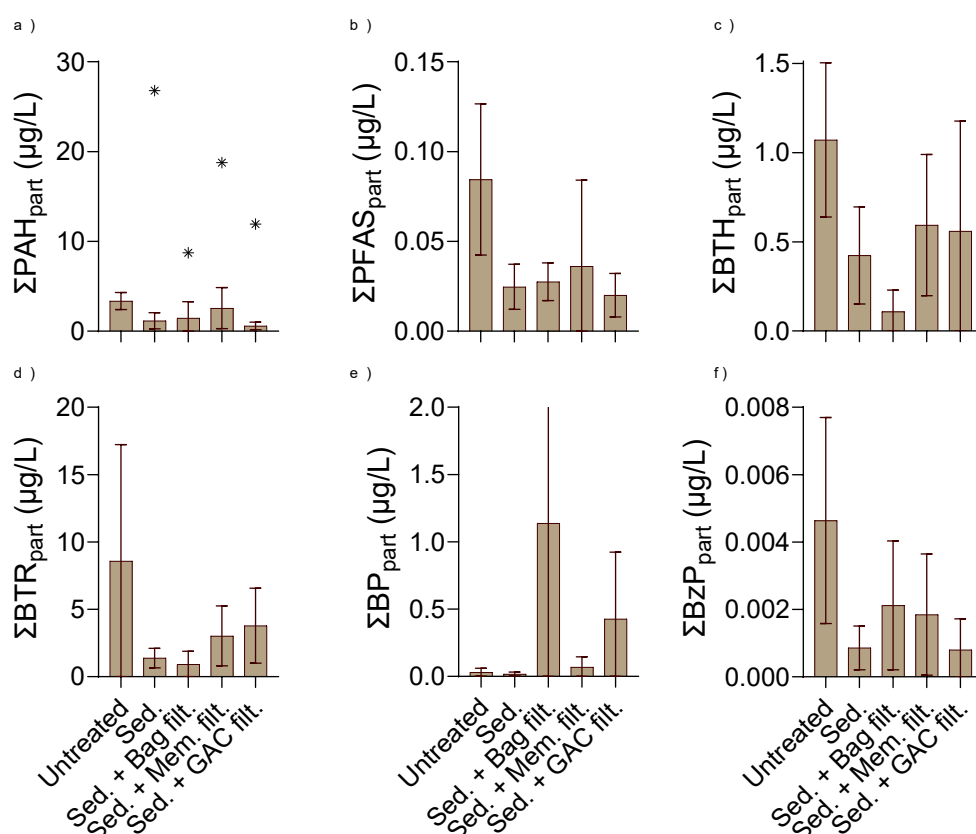


Figur 4-9: Konsentrasjoner av partikulære sporelementer ble påvist i urensset og rensset tunnelvaskevann. Gjennomsnittsverdier og 67 % konfidensintervall er presentert basert på fem forskjellige vasker av Bjørnegårdstunnelen. Ytterligere *-ikoner representerer identifiserte ekstremverdier. Sed. = sedimenterte TVV, Bag filt. = posefiltrert TVV, Mem. filt. = membranfiltrert TVV, GAC filt. = granulært aktivt kullfiltrert TVV.

I motsetning til sporelementer var organiske mikroforurensninger (unntatt PAH) ikke primært bundet til partikler. Likevel ble organiske mikroforurensninger påvist i partikkelfraksjonen ($3,4 \pm 1,0 \mu\text{g/L}$ $\Sigma\text{PAH}_{\text{part}}$, $0,085 \pm 0,042 \mu\text{g/L}$ $\Sigma\text{PFAS}_{\text{part}}$, $1,1 \pm 0,4 \mu\text{g/L}$ $\Sigma\text{BTH}_{\text{part}}$, $8,6 \pm 8,6 \mu\text{g/L}$ $\Sigma\text{BTR}_{\text{part}}$, $0,032 \pm 0,030 \mu\text{g/L}$ $\Sigma\text{BP}_{\text{part}}$, og $4,6 \pm 3,1 \text{ ng/L}$ $\Sigma\text{BzP}_{\text{part}}$, Figur 4-10). Hovedforbindelsene inkluderte PAH-er med både lav og høy molekylvekt (naftalen (NAP) og BaP), PFAS-er med karboksylsyre (perfluorpentansyre (PFPeA) og perfluoroktansyre (PFOA)), 2-OH-BTH, 2-morfolin-4-yl-benzotiazol (2-M-BTH), BTR, bisfenol-A (BPA) og benzofenon-3 (BzP-3). Sedimentering reduserte $\Sigma\text{PAH}_{\text{part}}$ (65 %), $\Sigma\text{PFAS}_{\text{part}}$ (71 %) og $\Sigma\text{BzP}_{\text{part}}$ (82 %) signifikant, med et 67 % konfidensintervallnivå, ned til henholdsvis $1,2 \pm 0,9 \mu\text{g/L}$, $0,025 \pm 0,013 \mu\text{g/L}$ og $0,86 \pm 0,65 \text{ ng/L}$. PAH-er med høy molekylvekt, inkludert fluoranten (FLT), pyren (PYR), krysen (CHR), benzo(k)fluoranten (BkF) og benzo(g,h,i)perylen (BgP), perfluoroalkylkarboksylsyrer, inkludert PFPeA, PFOA, perfluor-1-oktansulfonamidoeddiksyre (FOSAA) og perfluorundekansyre (PFUnA), og BzP-3 viste de høyeste konsentrasjonsreduksjonene, noe som bekrefter at de er bundet til eller inkorporert i partikler som fjernes ved sedimentering. Det ble observert en reduksjon av gjennomsnittlige

konsentrasjoner av $\Sigma\text{BTH}_{\text{part}}$ (61 %), $\Sigma\text{BTR}_{\text{part}}$ (84 %) og $\Sigma\text{BP}_{\text{part}}$ (44 %) til henholdsvis $0,42 \pm 0,27 \mu\text{g/L}$, $1,4 \pm 0,7 \mu\text{g/L}$ og $0,018 \pm 0,014 \mu\text{g/L}$ (ikke signifikant på et 67 % konfidensintervallnivå).

Blant de sekundære rensemetodene oppnådde posefiltrering etter sedimentering betydelig fjerning av ΣBTH (90 %) og til en viss grad ΣBTR (89 %), mens GAC-filtrering forbedret ΣPAH noe (82 %). Sekundærrensingen hadde likevel ingen signifikant effekt på partikkelassosierte organiske mikroforurensninger med et konfidensintervall på 67 %. Selv om membranfiltreringen viste den mest omfattende forbedringen for turbiditet og sporelementer, ble dette ikke observert for partikkelassosierte organiske mikroforurensninger. De fleste partikkelassosierte konsentrasjonene var betydelig lavere enn de oppløste konsentrasjonene med en faktor på mellom 2 (PAH og BTR) og 165 (BTR), noe som var enda høyere etter sedimentering. Observert rensing og trender kan gjenspeile artefakter fra lave konsentrasjoner og et bredt spekter av påviste verdier.



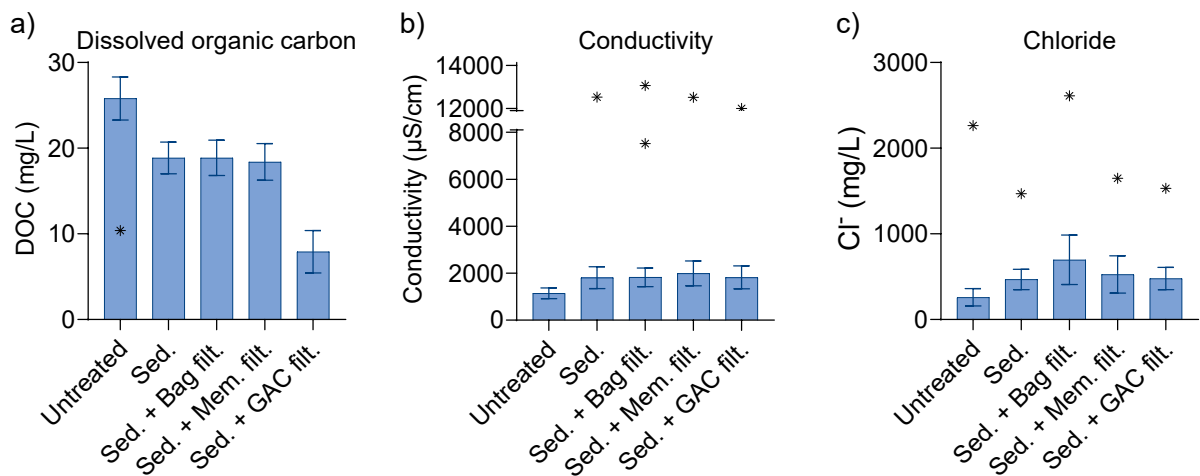
Figur 4-10: Partikkelassosierte konsentrasjoner av a) polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), b) per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS), c) benzotiazoler (BTH), d) benzotriazoler (BTR), e) bisfenoler (BP) og f) benzofenoner (BzP) påvist i urensset og renset tunnelvaskevann. Gjennomsnittsverdier og 67 % konfidensintervall presenteres basert på fire ulike vasker av Bjørnegårdstunnelen, bortsett fra PFAS, som er basert på to. Ytterligere *-ikoner representerer identifiserte ekstremverdier. Sed. = sedimentert TVV, Bag filt. = posefiltrert TVV, Mem. filt. = membranfiltrert TVV, GAC filt. = granulært aktivt kullfiltrert TVV.

4.2.1.2 Effekt av rensing på oppløste forurensninger og vannkvalitetsparametere

DOC-konsentrasjoner på $26 \pm 3 \text{ mg/L}$ i urensset TVV var betydelig høyere enn kranvannet i området som ble brukt til tunnelvask ($\leq 3,5 \text{ mg TOC/L}$ i 2023 [191]). Såpen, som har en TOC på $1,9 \pm 0,1 \text{ g/L}$, antas å bidra vesentlig til TOC-innholdet i TVV. Det fortynnes 100 ganger under påføringen. Etter vaskingen med såpe skylles tunnelen med samme mengde vann fra springen som ble brukt under vaskingen. Med tanke på den opprinnelige konsentrasjonen av DOC i kranvannet, kan ca. 50 % av DOC i det ubehandlede TVV regnes med å komme fra såpen. Sedimentering i 35 dager førte til en reduksjon

av DOC på ca. 25 %, i gjennomsnitt 19 ± 2 mg/L (Figur 4-11a). Såpen er i samsvar med europeiske forskrifter (nr. 648/2004), som krever minst 60 % mineralisering til CO_2 i løpet av 28 dager under standardiserte testforhold [192]. DOC-fjerningen var imidlertid mindre enn 60 %, noe som tyder på begrenset fjerning. Mikrobiell nedbrytning av overflateaktive stoffer kan hindres av lave temperaturer og giftige sporelementer i tunnelmiljøet. Utfelling fra løsningen i nærvær av ioner, hovedsakelig Ca^{2+} som finnes i vann fra springen, eller sorpsjon til partikler kan også redusere konsentrasjonen av såpe [193]. GAC var den eneste sekundærrensingen som reduserte DOC til en sluttkonsentrasjon på $7,9 \pm 2,4$ mg/L.

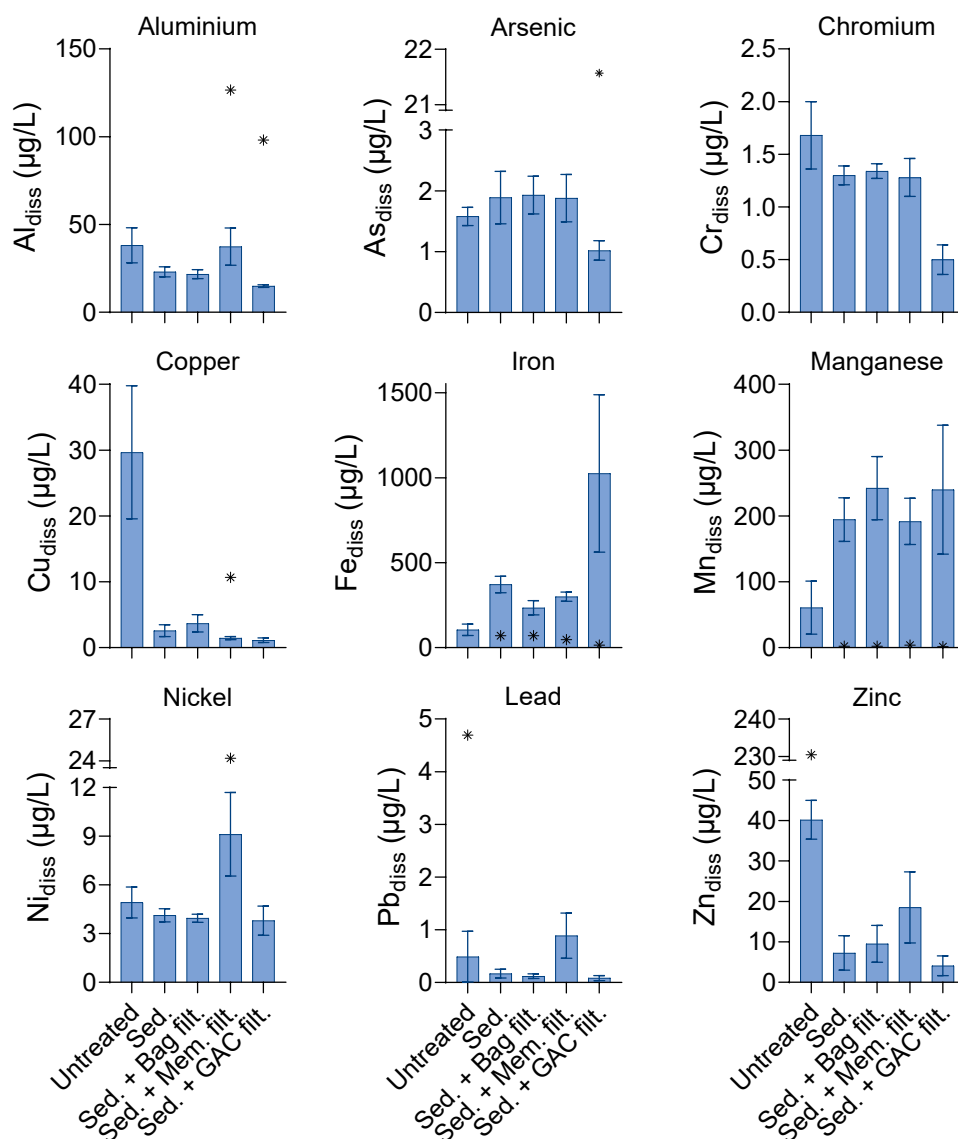
Konduktiviteten i TVV var i gjennomsnitt 1150 ± 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$, omtrent 50 ganger høyere enn kranvannet som ble brukt til å vaske tunnelen (40 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Figur 4-11b). Denne forhøyede ledningsevnen kan tilskrives avisingssalter basert på tidligere studier av avrenning fra veier [123, 193], i tillegg til høye konsentrasjoner av sporelementer. Konduktiviteten forble uendret under rensing, ettersom ingen av behandlingene fjernet ioner effektivt. Kloridkonsentrasjonene (Cl^-) fulgte samme mønster som ledningsevnen (Figur 4-11c), med høye nivåer under en spesifikk vask utført i mars (vist med * i Figur 4-11b). Denne økningen skyldes sannsynligvis salting av veiene om vinteren. Tilførsel av høye saltkonsentrasjoner utgjør en miljørisiko ved å endre jord- og vannegenskapene i naturen [194]. Dette er spesielt problematisk i områder der TVV slippes direkte ut i ferskvann, noe som gjør det nødvendig med rensemetoder rettet mot veisalt om vinteren. pH-nivåene lå vanligvis mellom 7,5 og 7,8, bortsett fra etter vintervaskingen, da den nådde 8,8. Ingen signifikante endringer ble observert under rensing, med pH-verdier fra $7,8 \pm 0,1$ til $8,2 \pm 0,3$. En bemerkelsesverdig pH-økning til 9,8 skjedde etter utskifting av oppbrukt GAC, sannsynligvis på grunn av opptak av protoner [195, 196].



Figur 4-11: Målt a) oppløst organisk karbon (DOC), b) ledningsevne og c) klorid (Cl^-) i urensert og rensert tunnelvaskevann. Gjennomsnittsverdier og 67 % konfidensintervall er presentert basert på fem forskjellige vasker i Bjørnegårdstunnelen. Ytterligere *-ikoner representerer identifiserte ekstremverdier. Sed. = sedimentert TVV, Bag filt. = posefiltrert TVV, Mem. filt. = membranfiltrert TVV, GAC filt. = granulært aktivt kullfiltrert TVV.

Effekten av sedimentering på oppløste sporelementer varierte betydelig (Figur 4-12). Al_{diss} , Cu_{diss} og Zn_{diss} -konsentrasjonene sank markant, ned til henholdsvis 23 ± 3 $\mu\text{g}/\text{L}$, $2,6 \pm 0,9$ $\mu\text{g}/\text{L}$ og $7,3 \pm 4,3$ $\mu\text{g}/\text{L}$. Denne reduksjonen kan skyldes utfelling eller sorpsjon til partikler. Oppløsning av Fe_{part} og Mn_{part} skjedde under sedimentering. Tidligere studier har observert at Fe- og Mn-oksider interagerer med oppløste organiske mikroforurensninger, noe som fører til oppløsning av Mn [197, 198]. GAC-filtreret reduserte As_{diss} , Cr_{diss} , Cu_{diss} og Zn_{diss} effektivt, med utløpskonsentrasjoner på henholdsvis $1,0 \pm 0,2$ $\mu\text{g}/\text{L}$, $0,51 \pm 0,1$ $\mu\text{g}/\text{L}$, $1,1 \pm 0,3$ $\mu\text{g}/\text{L}$ og $4,1 \pm 2,5$ $\mu\text{g}/\text{L}$. En økning i As_{diss} til 22 $\mu\text{g}/\text{L}$ ble observert etter utskifting i GAC-kolonnen, noe som tyder på at As_{diss} opprinnelig ble utvasket fra den regenererte GAC-kolonnen.

Det anbefales derfor å bytte ut eller forhåndsvaske GAC før det brukes til å rense TVV. En økning i Fe_{diss} etter GAC-filtrering (fra $370 \pm 50 \mu\text{g/L}$ i sedimentert TVV til $1000 \pm 460 \mu\text{g/L}$ i GAC-filtrert TVV) tyder på at GAC-kapasiteten for Fe_{diss} er oppbrukt, og at Fe_{diss} byttes ut med andre forbindelser med større affinitet til GAC. Etter utskifting av GAC ble konsentrasjonen av Fe_{diss} i avløpsvannet redusert til $15 \mu\text{g/L}$, noe som ytterligere underbygger forklaringen om at GAC er oppbrukt for fjerning av Fe_{diss} . I tillegg ble det påvist en økning i Al_{diss} i GAC-utløpet etter utskifting av materialet, noe som sannsynligvis skyldes pH-endringer. Økte konsentrasjoner av Ni_{diss} , Pb_{diss} og Zn_{diss} ble observert i utløpsvannet fra membranfiltreringen, med signifikante forskjeller for Ni og Pb. Det var mistanke om forurensning fra det installerte prøvetakingspunktet, som inkluderte en messingnippel.

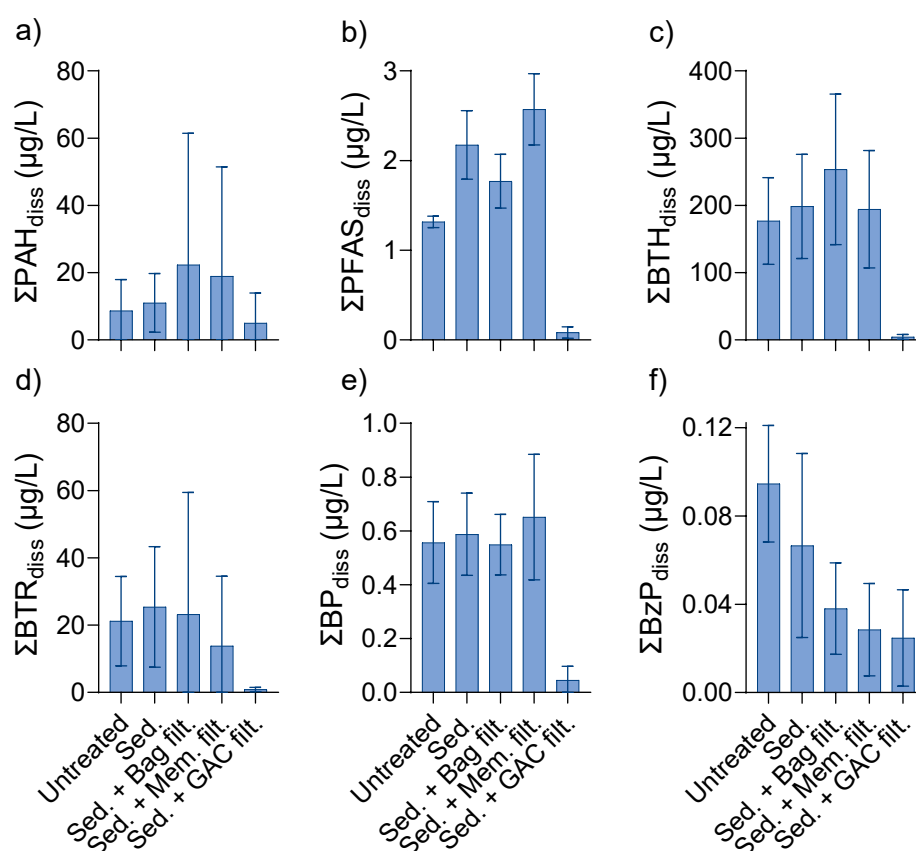


Figur 4-12: Målt oppløste konsentrasjoner av sporelementer i urensset og renset tunnelvaskevann. Gjennomsnittsverdier og 67 % konfidensintervall er presentert basert på fem forskjellige vasker i Bjørnegårdstunnelen. Ytterligere *-ikoner representerer identifiserte ekstremverdier. Sed. = sedimentert TVV, Bag filt. = posefiltrert TVV, Mem. filt. = membranfiltrert TVV, GAC filt. = granulært aktivt kullfiltrert TVV.

Konsentrasjonene av organiske mikroforurensninger var høyere i oppløst fase, med konsentrasjoner på $8,7 \pm 9,2 \mu\text{g/L}$ ΣPAH_{diss} , $1,3 \pm 0,1 \mu\text{g/L}$ $\Sigma PFAS_{diss}$, $180 \pm 60 \mu\text{g/L}$ ΣBTH_{diss} , $21 \pm 13 \mu\text{g/L}$ ΣBTR_{diss} , $0,56 \pm 0,15 \mu\text{g/L}$ ΣBP_{diss} , og $0,095 \pm 0,026 \mu\text{g/L}$ ΣBzP_{diss} (Figur 4-13). Viktige bidragsytere til de oppløste konsentrasjonene presentert i Figur 4-13 var PAH-ene med lav molekylvekt NAP og acenaften (ACE),

per- og polyfluoralkylkarboksyl- og sulfonsyrer PFPeA, perfluorheksansyre (PFHxA), perfluordekansyre (PFDA) og perfluorbutansyresulfonat (PFBS), og BTH, 2-OH-BTH, BTR, 4-metyl-1H-benzotriazol (TTR), BTR-COOH, BPA og 4-hydroksybenzofenon (4-OH-BzP). Det ble ikke observert noen signifikant sesongmessig trend i urensset TVV i løpet av studieperioden.

Konsentrasjonene av $\Sigma\text{PAH}_{\text{diss}}$, $\Sigma\text{BTH}_{\text{diss}}$, $\Sigma\text{BTR}_{\text{diss}}$, $\Sigma\text{BP}_{\text{diss}}$ og $\Sigma\text{BzP}_{\text{diss}}$ holdt seg stabile under sedimentering. Meland et al. [13] rapporterte en større økning i individuelle BTH-forbindelser under sedimentering, noe som ble tilskrevet at såpen økte løseligheten av organiske mikroforurensninger. En signifikant økning ble observert for $\Sigma\text{PFAS}_{\text{diss}}$ under sedimenteringsprosessen, til $2,2 \pm 0,4 \mu\text{g/L}$. Mulige årsaker til endrede konsentrasjoner under sedimentering inkluderer utlekking fra dekk [24, 65, 140], biotransformasjon av forløperforbindelser [56] eller sorpsjon på partikler. Tidligere studier har dokumentert biologisk nedbrytning av flere langkjedede PFAS-er til kortere former [199, 200] og desorpsjon av perfluoroktansulfonsyre (PFOS) og PFOA fra elvesedimenter på grunn av en konsentrasjonsgradient mellom vannet og sedimentet [201].



Figur 4-13: Oppløste konsentrasjoner av a) polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), b) per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS), c) benzotiazoler (BTH), d) benzotriazoler (BTR), e) bisfenoler (BP) og f) benzofenon (BzP) påvist i urensset og rensset tunnelvaskevann. Gjennomsnittsverdier og 67 % konfidensintervall er presentert basert på fire ulike vasker av Bjørnegårdtunnelen, bortsett fra PAH, som er basert på to. Sed. = sedimentert TVV, Bag filt. = posefiltrert TVV, Mem. filt. = membranfiltrert TVV, GAC filt. = granulært aktivt kullfiltrert TVV.

GAC-filtrering viste den mest effektive fjerningen av organiske mikroforurensninger blant de sekundære rensemetodene. Betydelige reduksjoner i $\Sigma\text{PFAS}_{\text{diss}}$ (til $0,083 \pm 0,064 \mu\text{g/L}$), $\Sigma\text{BTH}_{\text{diss}}$ (til $4,5 \pm 3,6 \mu\text{g/L}$) og $\Sigma\text{BP}_{\text{diss}}$ (til $0,045 \pm 0,052 \mu\text{g/L}$) ble oppnådd gjennom GAC-filtrering, noe som ikke ble observert for posefiltrering eller membranfiltrering. GAC-filtrering reduserte også gjennomsnittskonsentrasjonene av $\Sigma\text{PAH}_{\text{diss}}$ og $\Sigma\text{BTR}_{\text{diss}}$ (ned til henholdsvis $5,1 \pm 8,9 \mu\text{g/L}$ og $0,87 \pm 0,65 \mu\text{g/L}$), men det var ikke signifikant forskjellig fra posefiltrering og membranfiltrering på et 67 %

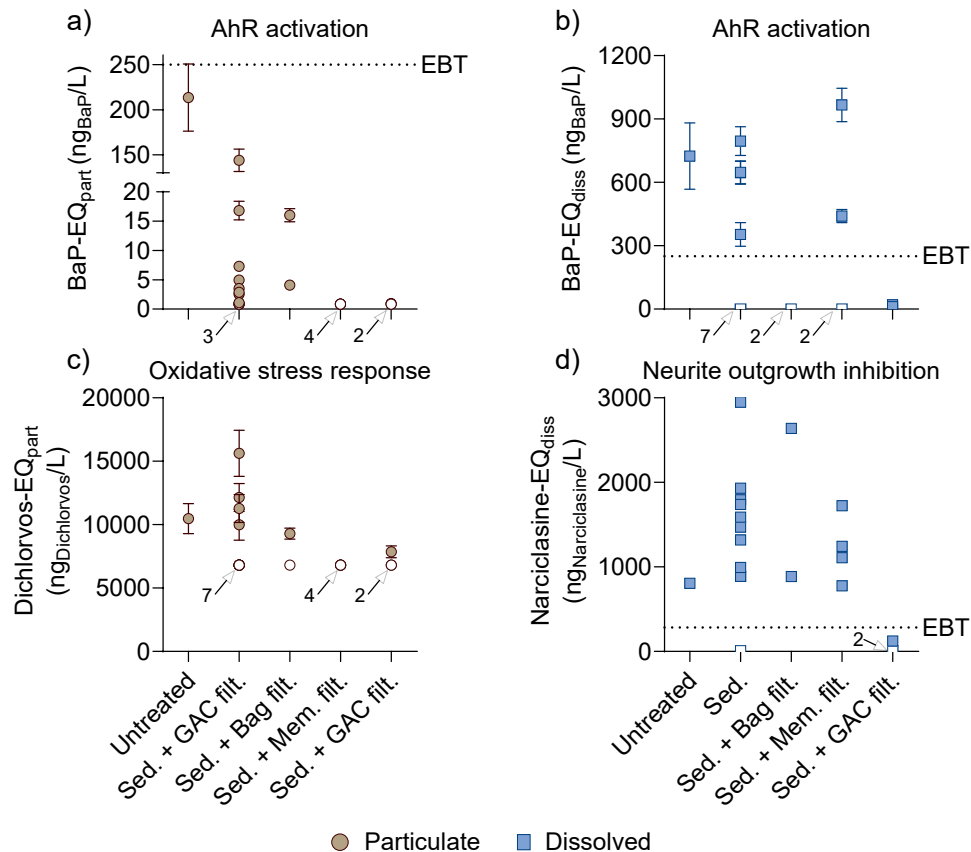
konfidensnivå. Ingen trend kunne observeres før og etter utskifting av GAC, noe som indikerer høy fjerningskapasitet for oppløste organiske mikroforurensninger selv etter omfattende bruk av GAC-filtringet.

4.2.1.3 Effekt av behandling på blandingseffekter fanget opp av *in vitro* bioassays

Prøver av urensset og rensset TVV fra to vasker ble vurdert med hensyn til aktivisering av Ah-reseptoren, induksjon av oksidativ stressrespons og nevrotoksisitet (Figur 4-14). Som et komplementært verktøy til kjemiske analyser kan bioassays avdekke effekten av analyserte og ukjente forbindelser i TVV. Ubehandlete TVV-ekstrakter fra partiklene og den oppløste fasen aktiverte Ah-reseptoren til en biologisk ekvivalent konsentrasjon (BEQ), spesifikt for AhR-CALUX, BaP-ekvivalent konsentrasjon (BaP-EQ) på henholdsvis 210 ± 40 ng_{BaP,part}/L og 730 ± 160 ng_{BaP,diss}/L. Dette var henholdsvis litt under og tre ganger høyere enn den effektbaserte grenseverdien (EBT) på 250 ng_{BaP}/L for overflatevann [202], som anses som en trygg grenseverdi for vannkvalitet. Videre induerte partikkel ekstrakter fra urensset TVV en oksidativ stressrespons på 11 ± 1 µg_{Diklorvos,part}/L, som var under EBT-verdien på 1400 µg_{Diklorvos}/L [202]. Oppløste forbindelser i ubehandlet TVV induerte nevrotoksiske responser på 800 ng_{Narciclasine,diss}/L, det dobbelte av den forventede EBT-verdien på 283 ng_{Narciclasine}/L, som ble beregnet basert på prosedyren til Neale et al [112].

Sedimentering reduserte AhR-aktiveringen forårsaket av partikkelassosierte forurensninger (BaP-EQ_{part}) i alle prøvene (Figur 4-14a). I alle unntatt én prøve var reduksjonen på over 90 %, og 7 av 11 prøver var under LOD på 0,85 ng_{BaP}/L. Reduksjonen korrelerte med høy partikkelfjerning og lavere konsentrasjoner av organiske mikroforurensninger. Etter alle rensemetodene var BaP-EQ_{part} under EBT-verdien på 250 ng_{BaP}/L [202]. Membran- og GAC-filtrering holdt BaP-EQ_{part} konsekvent under LOD på 0,85 ng_{BaP}/L. Dette funnet stemmer ikke overens med den observerte mangelen på fjerning av partikkelassosierte organiske miljøgifter under sekundærrensing, noe som tyder på at ikke-målte forbindelser kan påvirke den totale toksisiteten. Benzotiazol-2-sulfonsyre er en potensiell bidragsyter til aktivisering av AhR hvis den er til stede [111]. AhR-aktivisering på grunn av oppløste forbindelser (BaP-EQ_{diss}) var under LOD på 0,85 ng_{BaP}/L i 7 av 11 prøver etter sedimentering, og varierte fra 350 til 800 ng_{BaP}/L i de resterende prøvene (Figur 4-14b). Posefiltrering resulterte i BaP-EQ_{diss} under LOD og betydelig lavere enn EBT, i likhet med den sedimenterte prøven, noe som indikerer at posefilteret ikke gir noen ytterligere forbedring. BaP-EQ_{diss} i avløpsvannet fra GAC-filtrering var maksimalt 20 ± 2 ng_{BaP,diss}/L og oversteg aldri EBT på 250 ng_{BaP}/L [202], noe som stemmer godt overens med den høye fjerningseffektiviteten til GAC for organiske mikroforurensninger. Den observerte reduksjonen kan imidlertid også skyldes reduksjon av ukjente forbindelser i TVV.

Den oksidative stressresponsen forbundet med partikler varierte under sedimentering, med både økninger (n=3) og reduksjoner (n=8) i diklorvos-EQ (Figur 4-14c). Til tross for en generell reduksjon i partikkelassosierte forurensninger, kan andre forbindelser enn de som er inkludert i denne studien, bidra til den oksidative stressresponsen. Diklorvos-EQ i utløpsvannet fra membranfiltreringen holdt seg konsekvent under LOD på 6800 ng_{diklorvos}/L. Diklorvos-EQ-nivåene i innløpsvannet var derimot allerede under LOD i tre av fire prøver, noe som kan skyldes redusert turbiditet etter sedimentering. I tillegg viste partikkelassosierte organiske mikroforurensninger minimal reduksjon under membranfiltrering, noe som indikerer tilstedeværelsen av andre oksidative stressfremkallende forbindelser. Etter rensing var alle diklorvos-EQ_{part} under blandingens EBT-terskelverdi på 1400 µg_{diklorvos}/L [202]. Ytterligere fortynning ved utslipp i miljøet vil sannsynligvis redusere potensielle virkninger.



Figur 4-14: Biologisk ekvivalente konsentrasjoner av a) partikulært benzo(a)pyren (BaP-EQ), b) oppløst BaP-EQ, c) partikulært diklorvos (diklorvos-EQ) og d) oppløst narciclasine (narciclasine-EQ) påvist i tunnelvaskevann før rensing og etter sedimentering, posefiltrering (Bag filt.), membranfiltrering (Mem. filt.) og filtrering med granulært aktivt kull (GAC filt.). Feilstolpene representerer standardfeilen (SE) for den bioanalytiske prosedyren. Hvite punkter representerer verdier under LOD, med tall som angir hvor mange prøver som var under LOD når det var mer enn én. En stiplet linje angir effektbaserte triggerverdier (EBT) for hver BEQ-graf.

Med unntak av én prøve var det en økning i oppløst narciclasine-EQ under sedimentering, mer enn tre ganger effekten i urensset TVV (Figur 4-14d), noe som tyder på en økning eller frigjøring av nevrotoksiske forbindelser. GAC-filtrering reduserte effektivt nevrotoksisiteten i TVV, og ga en narciclasine-EQ i avløpsvannet på under 120 ng_{Narciclasine,diss}/L. Dette var den eneste rensetmetoden som konsekvent oppnådde utløpsnivåer av narciclasine-EQ under den estimerte EBT på 283 ng_{Narciclasine}/L [112]. På grunn av høye blank-effekter var det ikke mulig å kvantifisere oppløste diklorvos-EQ og partikkelassosierte narciclasine-EQ i TVV.

4.2.2 Implikasjoner for håndtering og behandling av TVV

De totale konsentrasjonene av As, Cr, Cu, Pb og Zn i urensset TVV oversteg grenseverdiene for god vannkvalitet (EQS) som er fastsatt i EU-direktiv 2013/39/EU [19] og tilpasset av Miljødirektoratet [18]. Selv om sedimentering reduserte konsentrasjonene av flere partikkelbundne sporelementer, oversteg konsentrasjonene av As_{tot}, Cu_{tot} og Zn_{tot} fortsatt EQS-verdiene med en faktor på henholdsvis 5, 2 og 7. Påfølgende membranfiltrering forbedret partikkelfjerningen, og GAC-adsorpsjon fjernet noen oppløste metaller, men konsentrasjonene av As_{tot}, Cu_{tot} og Zn_{tot} overskred fortsatt EQS-verdiene med en faktor på henholdsvis mer enn 3, 1,5 og 4 etter alle rensetmetodene. Hvis TVV-partiklene ble betraktet som sediment, ville konsentrasjonene av As_{part}, Cu_{part}, Ni_{part} og Zn_{part} overskride grenseverdiene for god sedimentkvalitet med faktorer på mellom 45 og 62 etter alle rensetmetodene. Majoriteten av ΣPFAS_{tot} (95 %), ΣBTH_{tot} (99 %), ΣBTR_{tot} (67 %), ΣBP_{tot} (95 %) og ΣBzP_{tot} (95 %) ble funnet

i den oppløste fasen. Vurderingen av utslippsrisiko er fortsatt kompleks på grunn av mangelen på miljøkvalitetsnormer for 68 av de 86 undersøkte forbindelsene, med NAP_{tot} , FLU_{tot} , BaP_{tot} , PFOS_{tot} og BPA_{tot} som overskrider grenseverdiene for god vannkvalitet i både urensset og sedimentert TVV. Bare GAC reduserte FLU_{tot} , PFOS_{tot} og BPA_{tot} til under EQS, mens NAP_{tot} og BaP_{tot} fortsatt overskred EQS med en faktor på henholdsvis 2,7 og 2500.

Mange av de påviste miljøgiftene er ikke regulert, men dette kan snart endre seg ved at det innføres grenseverdier for enkeltforbindelser eller grupper av forbindelser. En foreslått grenseverdi for PFAS i EUs EQS for overflatevann er 0,0044 $\mu\text{g/L}$ for PFOA-ekvivalenter [20]. De individuelle totalkonsentrasjonene av 24 utvalgte PFAS-forbindelser justeres med potensfaktorer for å ta hensyn til PFOA-effekter. Deretter summeres alle individuelle PFAS-ekvivalenter til en sum av PFOA-ekvivalenter. Mens ΣPFAS kun angir konsentrasjonene, inkluderer summen av PFOA-ekvivalenter den potensielle toksisiteten. I dette prosjektet varierte summen av PFOA-ekvivalenter i urensset TVV fra 0,11 til 2,8 $\mu\text{g/L}$, noe som overskrider den foreslåtte grenseverdien med en faktor på mellom 24 og 630, hovedsakelig på grunn av PFPeA, PFHpA og PFHxS. Sedimentering reduserte ikke ΣPFAS -konsentrasjonene, men reduserte summen av PFOA-ekvivalenter til 0,021-0,17 $\mu\text{g/L}$, som fortsatt var 5-39 ganger over den foreslåtte EQS. GAC-filtrering var den eneste metoden som reduserte summen av PFOA-ekvivalenter til under EQS i halvparten av prøvene, noe som er i tråd med den generelle PFAS-reduksjonen.

Effektbaserte metoder, som in vitro-bioassays, evaluerer de omfattende effektene av forurensninger i vannprøver, inkludert ukjente stoffer og blandinger. Disse metodene er i ferd med å bli integrert i europeisk vannlovgivning gjennom effektbaserte triggerverdier (EBT) [20]. I denne studien viste AhR-aktivering og hemming av nevruttvekst at effekten av urensset TVV oversteg de tilsvarende EBT-verdiene med henholdsvis en faktor på 3 og 2, noe som indikerer en adaptiv respons, som avgiftning, cellulær homøostase eller immunrespons, på kjemiske stimuli [203]. De biologiske effektene av TVV ble observert å variere etter sedimentering. Sedimentering etterfulgt av membranfiltrering dempet effektivt effektene fra partikkelassosierte forbindelser. Derimot var GAC-filtrering den eneste rensemetoden som konsekvent reduserte effektene av oppløste forbindelser til EBT-nivåer.

Forbindelser som er klassifisert som persistente, mobile og giftige (PMT), har nylig fått mer oppmerksomhet [1, 26]. Reduksjon av forbindelser med høy PMT-score er en viktig prestasjonsmåling for renseeffektivitet, ettersom disse forbindelsene utgjør en utfordring for konvensjonell vannrensing [26]. I denne studien ble 36 forbindelser i TVV vurdert opp mot PMT-kriteriene fastsatt av Hartmann et al. [26], og 15 av dem viste svært høye PMT-score: NAP, PYR, PFPeA, PFHxA, PFOA, 1H,2H-perfluoroktansulfonat (6:2 FTS), perfluornonansyre (PFNA), PFOS, PFDA, 1H,2H-perfluorodekansulfonat (8:2 FTS), PFUnA, PFBS, perfluorpentansulfonsyre (PFPeS) og perfluorheksansulfonsyre (PFHxS), samt bisfenol-AF (BPAF). Sedimentering reduserte antallet PMT-forbindelser effektivt til 11. GAC-filtrering var den eneste metoden som reduserte PMT-forbindelsene i betydelig grad, og syv forbindelser med høy PMT ble igjen etter rensing, men i betydelig reduserte konsentrasjoner.

Resultatene fra denne studien tyder på at miljørisikoen ved utslipp av TVV etter rensing ved sedimentering, som er dagens standard i Norge, er knyttet til partikkelassosierte og oppløste organiske mikroforurensninger. Mens membranfiltreringen reduserte toksisiteten fra partikkelassosierte forbindelser noe, var GAC-filtrering den eneste rensemetoden som reduserte de oppløste forbindelsene og de tilhørende biologiske effektene i betydelig grad. Det anbefales å implementere GAC-filtrering som et sekundært rensetrinn for å forbedre vannbehandlingen. Det foreslås også modifikasjoner for å forbedre systemets effektivitet. Ved å bruke to kolonner i serie kan man optimalisere bruken og metningen av karbon. Tilbakespyling av kolonnene kan forlenge GACs

levetid, selv om dette ikke ble undersøkt i denne studien. Det er fortsatt usikkert hvordan vekslende drift påvirker kolonnens ytelse.

Kolloidale partikler bidro til høy turbiditet etter sedimentering. Disse partiklene inneholdt en betydelig andel av enkelte forurensende stoffer (f.eks. Cu, Zn og BaP) og kan ha hindret den påfølgende GAC-sorpsjonseffektiviteten. Fjerning av kolloidpartikler kan forbedre systemets samlede ytelse, men dette ble ikke undersøkt nærmere i denne studien. Mikrofiltrering oppnådde turbiditetsnivåer tilsvarende drikkevann, men ga utfordringer med hensyn til kostnader, energi, begroing og rengjøring. Posefilteret hadde ingen vesentlig effekt. Koagulering og flokkulering kan forbedre partikkelseparasjonen til en lavere kostnad [204], noe som potensielt kan forbedre As-, Cu- og Zn-konsentrasjonene som overskrider EQS-verdiene etter alle rensemetodene. Hvis det brukes etter sedimentering, kan det være nødvendig med et ekstra separasjonstrinn før sorpsjon. En mer effektiv tilnærming ville være å benytte koagulering og flokkulering direkte, etterfulgt av konvensjonelle separasjonsmetoder som filtrering, lamellsedimentering eller flotasjon, noe som reduserer behandlingstiden betydelig. Dette kan begrense utlekking av forbindelser under sedimentering. En tidligere studie av kjemikalier fra dekk og dekkslitasjepartikler i TVV viste at utlekking av forbindelser kunne pågå i flere uker i et sedimentasjonsbasseng [13]. Vaskingen vil påvirke likevektsforholdene, for eksempel ved å endre pH, ionestyrke og tilstedeværelsen av overflateaktive stoffer og kompleksdannere i såpen. I løpet av 34 dagers sedimentering vil systemet ha tid til å bevege seg mot likevekt igjen. Forbedrede separasjonsegenskaper vil forenkle slamhåndteringen og muliggjøre mer kompakte og håndterbare renseanlegg enn dagens betongbassenger. Integrering av GAC-filtrering vil kunne forbedre den generelle kvaliteten på TVV ytterligere, og det vil være mulig å bruke både stasjonære og mobile systemer.

I Norge vurderes vannkvaliteten og renseeffektiviteten i TVV i henhold til utslippstillatelser som tar hensyn til EQS-verdier for et begrenset antall trafikkrelaterte miljøgifter, som sporelementer (Cu, Zn) og PAH-er. Mange andre forbindelser er fortsatt uregulerte og uovervåkede, blant annet PFAS, BTH, BTR og BP, og kunnskapen om effektbaserte metoder er utilfredsstillende. Dette har skapt en situasjon der dybdekunnskapen om vannkvalitet og mulige skadevirkninger er minimal. Dette begrenser muligheten til å ta informerte beslutninger og foreta resultatbaserte risikovurderinger, noe som gjør det utfordrende å føre en velbegrunnet diskusjon om TVV-rensing og -håndtering. Det mangler drivkrefter for oppgraderinger av rensingen, som innføring av GAC-filtrering. Derfor er det viktig å etablere et sett med overvåkingsparametere som skal inkluderes i utslippstillatelsene. Basert på denne studien foreslår vi å inkludere Σ PFAS₂₄, BTR, TTR, BTH, 2-OH-BTR og effektbaserte metoder, ettersom de representerer toksiske forbindelser, indikerer utlekking fra mikroplast og kan vise den generelle toksisiteten til TVV. Andre forbindelser kan bli inkludert når mer data er samlet inn. På denne måten vil nye vannkvalitetsdata bli samlet inn mye oftere på en systematisk måte.

4.2.3 Konklusjoner

- Partikkelassosierte og oppløste As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn og oppløste organiske mikroforurensninger er de største utfordringene TVV-rensingen må håndtere.
- Sedimentering reduserte partikler og partikkelassosierte sporelementer med mer enn 72 %. Etterfølgende mikrofiltrering hadde ytterligere effekt på partikler, partikkelassosierte sporelementer og biologiske effekter som følge av partikkeleksponering (under LOD) sammenlignet med sedimentering alene.
- GAC-filtrering resulterte i den største observerte reduksjonen av DOC, oppløste sporelementer (spesielt As, Cr, Cu, Pb og Zn), og viste seg å være mest effektiv for fjerning av Σ PFAS, Σ BTH, Σ BTR

og Σ BP (med mer enn 92 %). GAC reduserte også de biologiske effektene (AhR-aktivering, oksidativt stress og nevrotoksisitet) til nær eller under EBT-verdiene.

- Av de stoffene som er regulert av europeiske miljøkvalitetsstandarder, reduserte GAC FLU, PFOS og BPA, men As, Cu og Zn overskred fortsatt grenseverdiene. GAC var også den eneste rensemetoden som reduserte PFOA-ekvivalenten til under den foreslåtte grenseverdien (i 50 % av prøvene). GAC reduserte konsentrasjonen av PMT-forbindelser betydelig, og fire av 11 forbindelser med høy PMT-score ble fjernet under LOD.
- Implementering av GAC-filtrering, med modifikasjoner, anbefales som en del av TVV-renseanlegg for å redusere organiske mikroforurensninger og biologiske effekter. Σ PFAS₂₄, BTR, TTR, BTH, 2-OH-BTR og effektbaserte metoder bør vurderes i fremtidige utslippstillatelser for å forbedre tilgjengeligheten av vannkvalitetsdata og bedre evalueringen av TVV-rensing.

4.3 Sorpsjonsforsøk på laboratorieskala

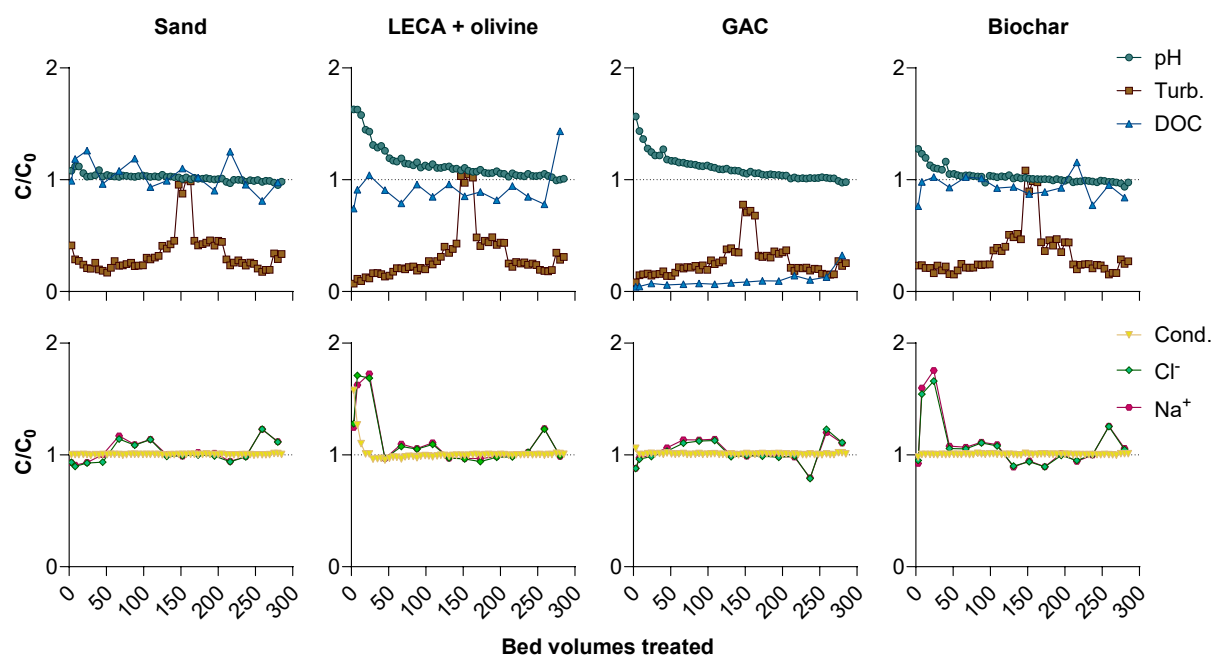
Kapittelet oppsummerer supplerende laboratorieforsøk som ble gjennomført ved NTNU som et tillegg til feltforsøkene i Bjørnegårdstunnelen. Resultatene er basert på publisering IV vist i kapittel 7.1.

4.3.1 Resultater og diskusjon

4.3.1.1 Vanlige vannkvalitetsparametere

Innløpsvannets pH (7,8-8,2), ledningsevne (2360-2390 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Cl^- (451-595 mg/L) og Na^+ -konsentrasjoner (345-452 mg/L), og oppløst organisk karbon (DOC, 13-20 mg/L) holdt seg relativt stabile under forsøket (Figur 4-15). Disse parameterne er knyttet til oppløste stoffer og forventes ikke å variere. Turbiditeten varierte imidlertid mye, til tross for at man forsøkte å opprettholde en stabil kvalitet på innløpsvannet. Turbiditeten startet på 20 NTU, falt til 3,5 NTU etter 130-160 bed volumes (BV, volum rensert vann delt på volum av materiale i kolonnen) og steg til 12 NTU etter 240-270 BV. Partikkelkonsentrasjonen var ikke stabil til tross for bruk av en mikser.

Alle de testede adsorpsjonsmaterialene hadde høyere pH-verdier i utgangspunktet sammenlignet med innløpsvannet (Figur 4-15). Den høyeste pH-verdien ble induisert av LECA + olivin, etterfulgt av GAC, biokull og sand. Olivin er et mineral som er kjent for å øke pH-verdien i vannet på grunn av sin alkalinitet [45]. GAC økte utløpsvannets pH i løpet av den første eksponeringstiden på grunn av adsorpsjon av protoner [195, 196]. Dette ble også observert i batchforsøk med GAC av Genç-Fuhrman et al. [205] og kolonneforsøk av Huber et al. [206]. Etter 160-180 BV stabiliserte pH-verdien seg mellom 8,0 og 8,5 for alle materialene.



Figur 4-15: Effekten av sand (blank), LECA + olivin, granulert aktivt karbon (GAC) og biokull på pH, turbiditet (Turb.), oppløst organisk karbon (DOC), ledningsevne (Cond.), klorid (Cl^-) og natrium (Na^+) i sedimentert tunnelvaskevann.

GAC hadde en betydelig innvirkning på DOC i utløpsvannet, og fjernet mellom 67 % og 100 % fra innløpsvannet. Tegn på DOC-gjennombrudd oppstod etter 285 BV (Figur 4-15). LECA + olivin og biokull ga små forbedringer, men klarte ikke å fjerne mer enn 25 %. Sand, som ble brukt som blank, viste ingen forbedring i DOC-innholdet. DOC brukes som en indikatorparameter for de overflateaktive stoffene fra såpen som brukes under tunnelvaskingen, og nedbrytningsproduktene deres [59]. Selv

om såpen burde ha blitt fjernet allerede under sedimenteringsprosessen gjennom nedbrytning, er det betydelige mengder DOC igjen etter 35 dagers sedimentering [59]. Det overflateaktive stoffet i såpen som brukes i Bjørnegårdstunnelen, kan ha både akutte og kroniske effekter på organismer som utsettes for det [207], og overflateaktive stoffer kan også føre til skumdannelse i naturlig vann, noe som reduserer oksygenkonsentrasjonen og oppløsningen av forurensende stoffer [208]. Derfor er det nødvendig med et sekundært rensetrinn som fjerner DOC fra TVV.

Alle de testede materialene reduserte turbiditeten til under 5 NTU, noe som generelt resulterte i en reduksjon på mer enn 50 %. Det ble ikke observert gjennombrudd (økning i konsentrasjon) av turbiditet for noen av materialene. På grunn av fallet i turbiditeten i innløpsvannet kan det imidlertid observeres en økning i C/C₀ mellom 150 og 200 BV. Dette kan tyde på at materialene fjerner de større partiklene ved dybdefiltrering, men at de ikke fjerner de mindre partiklene som forblir suspendert i innløpsvannet. Dette har tidligere blitt observert av Markiewicz et al. [209], der turbiditeten var betydelig høyere i innløpsvannet enn i utløpsvannet etter rensing med GAC, torv og bark.

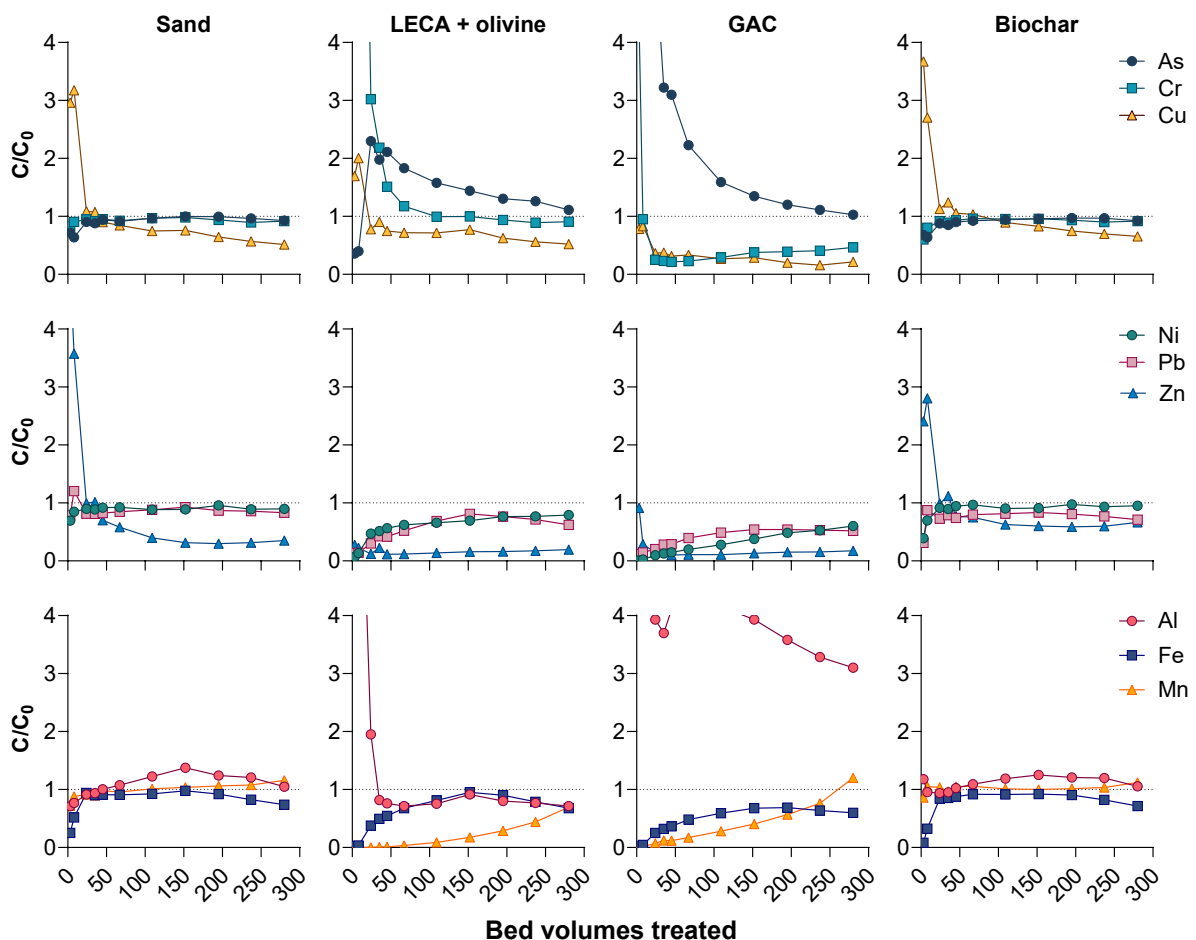
Utløpsvannet fra LECA + olivin viste høy ledningsevne ($2847 \pm 545 \mu\text{S}/\text{cm}$) de første 30 BV på grunn av frigjøring av ioner, inkludert forhøyet Cl⁻ (opptil 970 mg/L) og Na⁺-konsentrasjoner (opptil 742 mg/L). GAC-utløpet viste også en svak økning i ledningsevne, og det ble observert en økning av Cl⁻ og Na⁺ i utløpsvannet fra biokullet.

4.3.1.2 Sporelementer

GAC viste størst effektivitet for Cr, Cu, Fe, Ni, Pb og Zn (Figur 4-16). Cu og Zn ble fjernet med henholdsvis mer enn 70 % og 80 % fra 24 BV og gjennom hele forsøket. Huber et al. [206] rapporterte over 95 % fjerning av Cu og Zn i kolonneforsøk med syntetisk avrenningsvann fra trafikkerte områder, men gjennombruddet for Cu og Zn ble nådd etter henholdsvis 180 og 60 BV. Mens en kontakttid for en tom kolonne (empty bed contact time, EBCT) på ca. 20 minutter ble brukt i denne studien, brukte Huber et al. en EBCT på ca. 11 minutter. Den lengre kontakttiden kan forklare den bedre renseeffekten som ble observert etter 300 BV i den aktuelle studien. Pritchard et al. [210] observerte at Cu ble effektivt fjernet (mer enn 90 %) av regenerert aktivt karbon (RAC), og et gjennombrudd oppstod ikke før etter ca. 300 BV. Derimot var det ingen stabil fjerning av Zn, som varierte mellom 55 % og over 90 %. Cr ble utvasket fra GAC ved starten av forsøket. Etter 24 BV var imidlertid fjerningen på 75 %, som gradvis ble redusert til 53 % ved slutten av forsøket. Renseeffektiviteten for Fe, Ni og Pb startet på henholdsvis 98 %, 99 % og 88 %, men avtok raskt. Fe og Pb ser ut til å ha nådd en stabil fjerning på 30-40 % etter forsøket, mens Ni ser ut til å øke tilsvarende oppbrukt rensekapasitet (Figur 4-16). I feltstudiene med TVV-rensing ble det observert en lav renseeffekt for Ni [59], noe som kan tyde på at GAC har en svak affinitet for Ni. Både Huber et al. [206] og Pritchard et al. [210] observerte et tidlig gjennombrudd av Ni (etter 60 BV). Mens Huber et al. rapporterte full utmattelse (ikke lenger noe renseeffekt igjen i filtermaterialet) etter ca. 150 BV, rapporterte Pritchard et al. utmattelse etter ca. 300 tomme BV. I denne studien og Pritchard et al. ble det brukt lignende innløpskonsentrasjoner (opptil 30 µg/L), mens Huber et al. brukte konsentrasjoner som var to størrelsesordener høyere (2,5 mg/L og 5 mg/L). Dette kan forklare den store forskjellen i utmattingstid som ble observert mellom forsøkene. Konsentrasjonen av Al i utløpsvannet fra GAC forble forhøyet gjennom hele forsøket. En forklaring på dette kan være de høyere pH-verdiene som ble observert i utløpsvannet fra GAC, fra 12 i begynnelsen av forsøket til rundt 10 på slutten. Ved slike pH-verdier kan partikulært Al(OH)₃ løses opp som negativt ladede hydroksokomplekser [211]. LECA + olivin viste en enda høyere pH-økning, mellom 12,5 til 11,6, og det ble også observert forhøyede Al-konsentrasjoner i dette utløpsvannet. Oppløsning av Al kan derfor være hovedårsaken til den observerte Al-økningen. As startet på 500 % av innløpskonsentrasjonen, men ble redusert til innløpskonsentrasjonen etter 280 BV. Dette er i likhet med felteksperimenter utført med GAC [59], der det også ble observert utlekking av As fra ubehandlet

GAC. I motsetning til kolonneeksperimentene ble det ikke observert noen økning av Al i GAC-utløpet i feltforsøkene.

LECA + olivin forårsaket en bemerkelsesverdig Zn-fjerning på > 80 % gjennom hele forsøket, på samme måte som GAC, som vist i Figur 4-16. Dette kan skyldes LECA, ettersom en høy fjerningskapasitet for Zn tidligere har blitt observert fra syntetisk avrenning av overvann ved hjelp av samme materiale [212]. Derimot er det observert alt mellom høy [45] og moderat [213] fjerning av Zn ved hjelp av olivin i batchforsøk med syntetisk overvann og avrenning fra veier. Det ble også observert god rensing av Fe, Ni og Pb fra TVV i starten av eksperimentet (henholdsvis 98 %, 93 % og 87 %), men etter 109 BV stabiliserte den seg på rundt 30-40 % fjerning, noe som er litt mindre effektivt enn GAC. I tidligere studier med LECA [212] er det observert høy rensingskapasitet for Pb, og i tidligere studier med olivin [213] er det observert høy rensingskapasitet for Ni og Pb. LECA + olivin var det beste alternativet for fjerning av Mn, med et gjennombrudd etter 163 BV. Det ble ikke observert noen fjerning av Cr, og det ble påvist forhøyede konsentrasjoner i utløpsvannet sammenlignet med innløpsvannet ved starten av forsøket. Ettersom noen typer olivin inneholder Cr som en del av mineralstrukturen [213], kan utvasking av Cr forekomme. Det er imidlertid også observert en rensingskapasitet for Cr på > 90 % [45]. I likhet med GAC ble det påvist høye konsentrasjoner av Al og As i avløpsvannet fra LECA + olivin. Selv om Al også er en bestanddel i noen typer olivin [213], er det også til stede i høye konsentrasjoner i TVV, og pH-økningen forårsaket av olivinen førte sannsynligvis til oppløsning av Al. Al ble fjernet noe etter 29 BV før det stabiliserte seg på omtrent innløpskonsentrasjoner, mens As-konsentrasjonene stabiliserte seg på innløpskonsentrasjoner først etter 285 BV.



Figur 4-16: Ytelsen til sand (blank), LECA + olivin, granulert aktivt karbon (GAC) og biokull for fjerning av oppløst arsen (As), krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn), aluminium (Al), jern (Fe) og mangan (Mn) fra det sedimenterte tunnelvaskevannet.

Biokull viste en viss fjerning av Cu, Pb og Zn på 29-41 %, men den innledende utvaskingen av Cu og Zn i starten av forsøket var uheldig. I de fleste tilfeller var biokullets ytelse lik sandens, men sand fjernet mer Zn enn biokullet (opptil 70 % fjerning, Figur 4-16). En liten frigjøring av Al ble også observert for biokull og sand, mens det ikke ble observert noen effekt for As. Spahr et al. [46] observerte at biokull ikke var effektivt til å fjerne sporelementer fra avrenning fra veier. Rekkefølgen for fjerning av sporelementer var $Pb > Cu > Zn > Cd \geq Ni$, der Pb og Cu ble fjernet opp til 50 % etter 3000 porevolum. I denne studien ble det observert en annen rekkefølge for fjerning, nemlig $Zn > Cu \geq Pb > Fe > Cr \geq As \geq Ni > Sb \geq Mn \geq Al$, med 40 % fjerning for Zn. I et annet eksperiment utført av Pritchard et al. [210] med syntetisk overvann og lignende adsorbenter, reduserte både regenerert aktivt karbon (RAC) og biokull Cu og Pb med over 80 % og Zn med over 40 %. Disse resultatene indikerer en mer vellykket fjerning av Cu og Pb fra overvann sammenlignet med denne studien, men en mindre effektiv rensing av Zn. Det er viktig å være klar over at aktivt kull og biokull har betydelige variasjoner i egenskaper, noe som kan forklare de observerte forskjellene.

Konsentrasjonene av sporelementer ble sammenlignet med de norske miljøkvalitetsstandardene (EQS) [18] for kystvann, som er basert på EUs EQS for overflatevann [19]. For As, Cu, Ni, Pb og Zn ble miljøkvalitetsstandardene overskredet i alle avløpsmaterialene under store deler av forsøket. For As overskred innløpsvannet og utløpsvannet fra alle kolonnene EQS (0,6 µg/L) med en faktor på 4. I tillegg overskred den forhøyede As-konsentrasjonen i GAC-utløpet ved starten av eksperimentet EQS med mer enn 75 ganger. For Cu overskred innløpsvannet og utløpsvannet fra alle materialene EQS (2,6 µg/L). GAC viste best rensing til nivåer nær miljøkvalitetsstandardene i løpet av forsøket. Ni-konsentrasjonen i innløpsvannet og utløpsvannet fra sand og biokull overskred EQS (8,6 µg/L) med en faktor på ca. 3. LECA + olivin og GAC holdt Ni-konsentrasjonen under EQS til henholdsvis 8 og 109 BV var renset. På samme måte ble EQS for Pb (1,3 µg/L) overskredet med en faktor på ca. 6 i innløpsvannet og utslippsvannet fra de ulike materialene. LECA + olivin og GAC fjernet Pb til under EQS helt til 8 BV hadde blitt renset. Når det gjelder Zn, ble EQS (3,4 µg/L) overskredet med en faktor på mellom 4 og 20 i innløpsvannet og i utløpsvannet fra sand og biokull. LECA + olivin og GAC reduserte Zn-konsentrasjonene til nivåer nær EQS ved starten, og konsentrasjonene oversteg bare henholdsvis 7,6 µg/L og 6,7 µg/L ved slutten av forsøket.

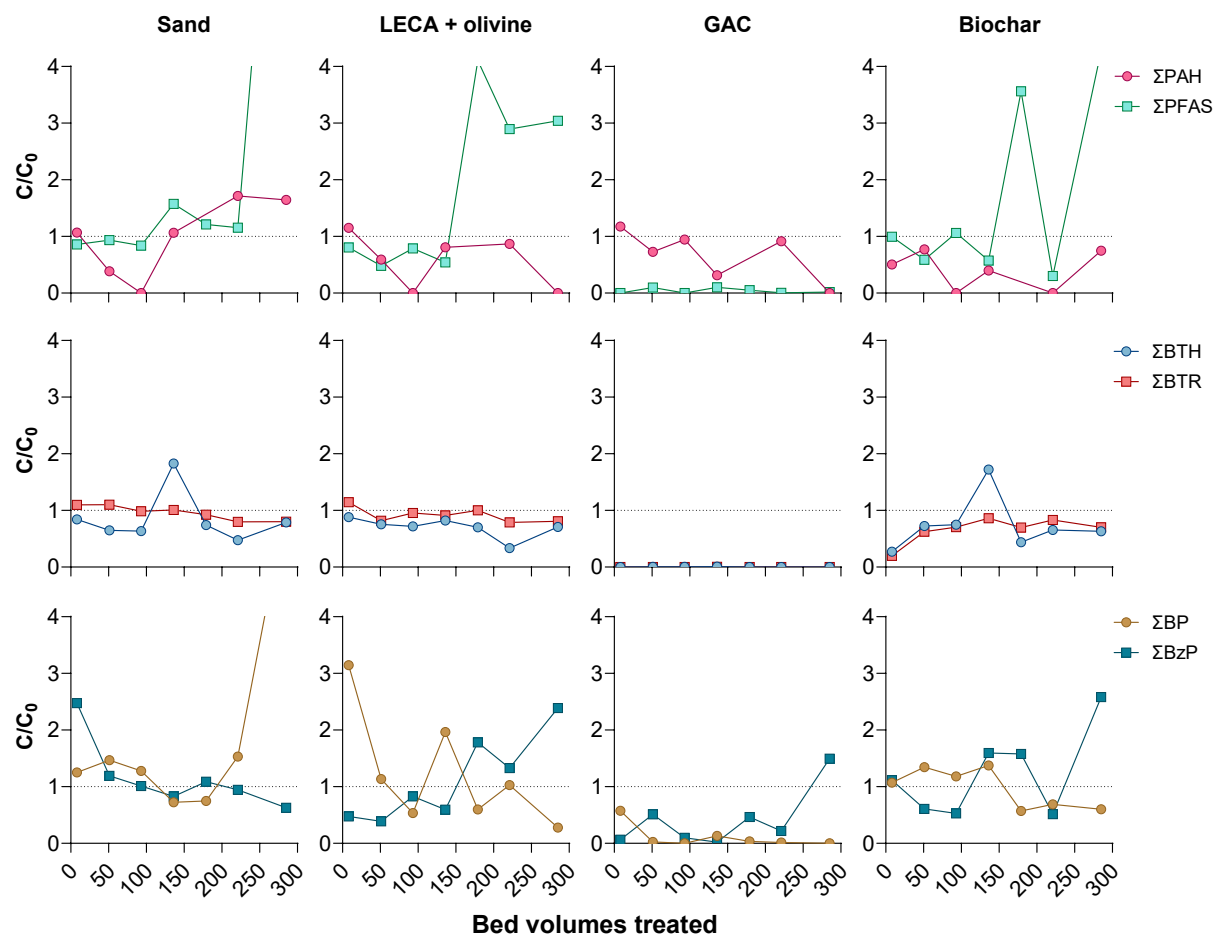
Når det gjelder Cr, lå innløpsvannet og alle utløpsvann fra kolonnene godt under EQS (3,4 µg/L), med unntak av LECA + olivin og GAC, som overskred EQS med en faktor på henholdsvis 10 og 2 ved første måling. Etter hvert som forsøket foregikk, sank konsentrasjonene raskt til tilsvarende konsentrasjoner som i innløpsvannet og utløpsvannet til de andre rensesmaterialene.

4.3.1.3 Organiske mikroforurensninger

Rensing av oppløst ΣPAH , $\Sigma PFAS$, ΣBTH , ΣBTR , ΣBp og ΣBzp ved hjelp av sand, LECA + olivin, biokull og GAC er vist i Figur 4-17. Enkeltforbindelser som ble påvist i innløpsvannet, var PHE, PFPeA, PFHxA, 6:2 FTS, PFBS, BTR, TTR, BTH, 1-OH-BTR, XTR, 2-NH₂-BTH, 2-OH-BTH, 5-Cl-BTR, BTR-COOH, 2-M-BTH, BzP-1, BzP-2, 4-OH-BzP, BPA, og BPS. Denne listen omfatter forbindelser som er kategorisert som persistente, mobile og toksiske (PMT), der PHE, 2-NH₂-BTH, BPA og 4-OH-BzP har høy PMT-score, mens PFPeA, PFHxA, 6:2 FTS og PFBS har svært høy PMT-score, i henhold til Hartmann et al. sitt poengsystem [26]. GAC viste seg å være den mest effektive metoden for å fjerne $\Sigma PFAS$, ΣBTH , ΣBTR og ΣBP (mer enn 84 %), noe som stemmer overens med tidligere felteksperimenter med GAC for rensing av TVV [59] og forskning på rensing av avrenning fra veier [214], overvann [210], industrielt avløpsvann [215, 216] og kommunalt avløpsvann [217] med GAC. GAC oppnådde vanligvis de laveste konsentrasjonene av PMT-forbindelsene med svært høye PMT-poengsummer, ofte under deteksjonsgrensen. For PFAS ble det beregnet en sum av PFOA-ekvivalenter, som representerer konsentrasjonen av de enkelte forbindelsene multiplisert med forbindelsens respektive PFOA-

ekvivalent. GAC var det eneste materialet som reduserte Σ PFOA til under den foreslåtte EQS på 0,0044 $\mu\text{g/L}$ [20], men rensingen var ikke konsekvent, slik at Σ PFOA var høyere enn EQS etter at 51, 136 og 179 BV var rensset. Når det gjelder BPA, var GAC det eneste materialet som reduserte konsentrasjonen til under EQS under hele forsøket, noe som også ble observert under felteksperimenter med GAC for TVV-rensing [59].

Rensingen av Σ PAH med GAC var inkonsekvent. Σ PAH ble generelt fjernet med mindre enn 30 %, men med et maksimum på 100 % fjerning. Den samme variasjonen ble observert i felteksperimenter for Σ PAH [59]. Markiewicz et al. [209] observerte derimot effektiv fjerning av PAH-er ved bruk av GAC til rensing av urbant overvann i en pilotstudie i felt. Tidligere studier har antydnet at høye konsentrasjoner av sporelementer som Cu, Zn og Cd kan redusere adsorpsjonen av Σ PAH på GAC på grunn av konkurranse om adsorpsjonssteder [218]. De høye nivåene av Cu og Zn i TVV i denne studien kan forklare GACs utilstrekkelige fjerning av Σ PAH. Ettersom PHE var den mest signifikante og mest konsistente bidragsyteren til Σ PAH-konsentrasjonen, ble den sammenlignet med de norske EQS for kystvann [18]. I innløpsvannet og utløpet fra alle materialene var PHE-konsentrasjonen mindre enn halvparten av EQS-nivået på 0,5 $\mu\text{g/L}$, noe som indikerer gode vannkvalitetsnivåer av PHE. Rensingen av Σ BzP ved hjelp av GAC varierte betydelig i løpet av forsøket, og nådde utmattelse og høyere konsentrasjoner enn innløpsvannet etter 221 BV. Dette kan tyde på at Σ BzP kan lekke ut fra GAC på grunn av at det erstattes av andre forbindelser.



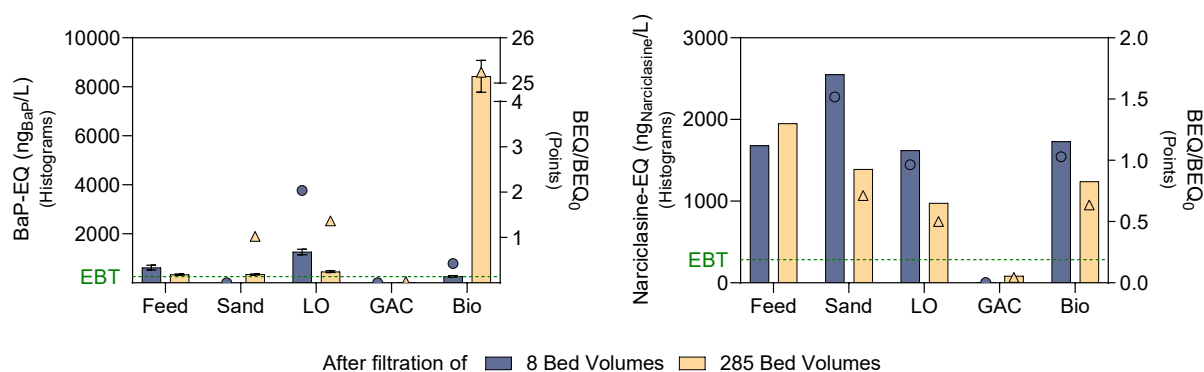
Figur 4-17: Ytelsen til sand (blank), LECA + olivin, granulert aktivt karbon (GAC) og biokull for fjerning av oppløste polysykliske aromatiske hydrokarboner (Σ PAH), per- og polyfluoralkylstoffer (Σ PFAS), benzotiazoler (Σ BTH), benzotriazoler (Σ BTR), bisfenoler (Σ BPs) og benzofenoner (Σ BzPs) fra sedimentert tunnelvaskevann.

LECA + olivin viste innledende fjerning av Σ PAH og Σ PFAS, men utlekking av Σ PFAS skjedde etter 136 BV. PFPeA og 6:2 FTS ble effektivt redusert, og PHE ble ofte redusert til under LOD, mens de andre forbindelsene var upåvirket. Høy renseseffektivitet av PHE har tidligere blitt observert i batchforsøk med LECA [219]. LECA + olivin reduserte også BTR, TTR og BTH innledningsvis. Gjennom hele forsøket var Σ BTH lavere i utløpsvannet fra LECA + olivin sammenlignet med innløpsvannet, mens Σ BTR-konsentrasjonen ikke endret seg sammenlignet med innløpsvannet. LECA + olivin reduserte effektivt BzP-1, BzP-2 og 4-OH-BzP i løpet av de første timene av forsøket. Et gjennombrudd ble imidlertid nådd etter 136 BV, og deretter ble det observert utlekking av Σ BzP. Tidligere studier har også vist at LECA har en høy rensekapasitet for andre oppløste organiske forbindelser som naproxen (betennelsesdempende legemiddel) [220]. Det ble observert en økt konsentrasjon av Σ BP i utløpsvannet fra LECA + olivin og sand sammenlignet med innløpsvannet i begynnelsen av forsøket. Til tross for at LECA og olivin stammer fra naturlige materialer, blir de bearbeidet før de brukes som adsorbentmateriale, noe som kan ha eksponert dem for BP. Avløpsvannet viste seg å inneholde to bisfenoler, BPA og BPS. Med tanke på den utstrakte bruken av slike forbindelser i plastprodukter [221], kan det ikke utelukkes at de observerte forhøyede konsentrasjonene stammer fra utstyret som ble brukt i forsøket.

Biokull fjernet Σ PAH fra det sedimenterte TVV, med en fjerning på 23-100 %, noe som overgikk ytelsen til GAC. PAH-sorpsjon med biokull har tidligere blitt observert i batch-eksperimenter der Carlini et al. undersøkte immobilisering av PAH fra jord [222]. I sin studie observerte Carlini et al. en lignende sorpsjon av PAH med lav molekylvekt med biokull som med GAC, men etter hvert som antall ringer økte, overgikk GACs sorpsjon av PAH biokullets. Til å begynne med ble 6:2 FTS, BTR, TTR, XTR, 2-NH₂-BTH, 2-OH-BTH, 5-Cl-BTR og 2-M-BTH fjernet fra TVV. Krahn et al. [223] fant at PFAS adsorberes til biokull fra avløpsslam, med større fjerningseffektivitet etter hvert som kjedelengden øker. Dette kan forklare den inkonsekvente fjerningen av PFPeA og PFHxA i denne studien, og følgelig de varierende Σ PFAS-konsentrasjonene i biokullutløpet. Det samme ble observert av Pritchard et al. [210], der PFHxA og PFHxS ble fjernet mindre effektivt enn deres langkjedede motstykker PFOA og PFOS. I starten av forsøket renses biokull Σ BTH og Σ BTR med over 70 % fra TVV, men renseseffekten stabiliserte seg på 23-36 % etter 179 BV. Spahr et al. [46] observerte at biokull fjernet BTR effektivt (>80 %) fra syntetisk overvann etter en tilpasningsperiode, noe som tilskrives omdannelsen av BTR til transformasjonsprodukter av f.eks. et aktivt biofilmlag. I tillegg rapporterte Pritchard et al. [210] opptil 100 % fjerning og ingen gjennombrudd etter 450 BV behandlet ved bruk av biokull. I denne studien ble det derimot observert en høy initiell fjerning av BTR, som deretter avtok over tid. Biokull fjernet Σ BzP frem til 136 BV og fjernet Σ BP fra 136 BV til slutten av forsøket. 4-OH-BzP og BPS ble redusert av biokull til under deteksjonsgrensen.

4.3.1.4 Biologiske effekter

Prøver for bioassayanalyse ble samlet inn etter 8 og 285 BV for å undersøke potensielle endringer i biologiske effekter under adsorpsjonskolonneforsøkene. Resultatene er presentert i Figur 4-18. I samsvar med en feltstudie utført av Vistnes et al. [59], ble den oksidative stressresponsen (diklorvos-EQ) ikke bestemt på grunn av blank-effekter. Innløpsvannet induiserte effekter i de to andre bioassayene, med BaP-EQ på 334-618 ng_{BaP}/L i AhR CALUX og narclasine-EQ på 1680-1950 ng_{Narclasine}/L i nevrotoksisitetsassayet (Figur 4-18).



Figur 4-18: Benzo(a)pyren (BaP) i AhR CALUX-analysen og narciclasine-ekvivalenter (EQ) i nevrotoksisitetsanalysen påvist i innløpsvann og utløpsvann fra kolonner fylt med sand, LECA + olivin (LO), granulert aktivt karbon (GAC) eller biokull etter 8 og 285 BV. Den effektbaserte triggerverdien (EBT) for hvert endepunkt er også presentert [202].

Til å begynne med viste sand lovende resultater med en BaP-EQ i utløpsvannet under deteksjonsgrensen. På slutten av forsøket ble imidlertid BaP-EQ i utløpsvannet fra sand målt til 343 ng_{BaP}/L, på samme nivå som i innløpsvannet. Det er interessant å merke seg at LECA + olivin konsekvent ga høyere BaP-EQ-verdier enn innløpsvannet. Utløpsvannet fra denne kombinasjonen av materialer viste forhøyede nivåer av Σ BP i starten av forsøket (Figur 4-17), mens Σ PFAS og Σ BzP var høyere enn i innløpsvannet ved slutten av forsøket. Sammenhengen mellom Σ PFAS-eksponering og flere krefttyper er oppsummert av Fenton et al. [99], mens de gentoksiske effektene av bisfenoler fortsatt er omdiskutert [87]. GAC var mest effektivt til å redusere BaP-EQ (97-100 %), med et maksimum på 10,3 ng_{BaP}/L etter 285 BV. Mens biokull også fjernet BaP-EQ etter 8 BV (57 %), nådde utløpet fra biokullet 8430 ng_{BaP}/L etter 285 BV, noe som korrelerer med påvisningen av forhøyede konsentrasjoner av Σ PFAS og Σ BzP i avløpet (Figur 4-17). Tidligere forskning har vist at blant annet BzP-1 er en mutagen [224].

I analysen for hemming av nevrithenes utvekst var GAC det eneste materialet som reduserte narciclasin-EQ i TVV signifikant (til under 84,9 ng_{narciclasin}/L). Siden GAC var det eneste materialet som konsekvent reduserte konsentrasjonen av mikroforurensninger, er det utfordrende å identifisere hvilke stoffklasser som er ansvarlige for de nevrotoksiske effektene. 2-M-BTH og BTH har vist seg å fungere som nevrotoksiner og bidra til narkiklasin-EQ [115]. Disse forbindelsene ble påvist i innløps- og utløpsvannet fra alle materialene (unntatt GAC) i denne studien, noe som potensielt kan forklare noen av de observerte effektene.

Spørsmålet er om rensingen er god nok til å gi akseptabel vannkvalitet hvis utløpsvannet slippes direkte ut i naturen. For dette formålet er det definert effektbaserte triggerverdier (EBT). BaP-EQ i utløpsvannet fra alle materialer unntatt GAC oversteg EBT-BaP-EQ for overflatevann på 250 ng_{BaP}/L, foreslått av Escher og Neale [211], etter 285 BV, noe som indikerer at effekten av blandingen i utløpsvannet må reduseres ytterligere ved å fjerne mikroforurensninger. Narciclasine-EQ i GAC-avløpet var også lavere enn en estimert EBT-narciclasine-EQ på 283 ng_{narciclasin}/L, beregnet av Vistnes et al. [59] etter prosedyren presentert av Neale et al. [112]. Dette indikerer tilstrekkelig behandling med GAC for disse to endepunktene. Disse resultatene ligner de som ble funnet i felteksperimenter for rensing av TVV med GAC [59], der BaP-EQ og narciclasin-EQ fra oppløst TVV var under de respektive EBT-verdiene etter GAC-filtrering.

4.3.2 Konklusjoner

GAC var det eneste materialet som i vesentlig grad fjernet både oppløste metaller og organiske mikroforurensninger fra sedimentert TVV. GAC viste best fjerning av DOC, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, Σ PFAS, Σ BTH, Σ BTR, Σ BPs, Σ BzPs, BaP-EQ og narciklasin-EQ. I tillegg viste GAC effektiv fjerning av forbindelser som er kategorisert som persistente, mobile og giftige, og som man ønsker å fjerne før de slippes ut i miljøet. I likhet med felteksperimentene viste laboratorieforskene at GAC frigjorde Al og As og hadde en ustabil fjerning av Σ PAH. I motsetning til felteksperimentene ble det observert høy initiell fjerning av Fe, Mn og Ni, noe som indikerer svakere binding til GAC-overflaten enn andre stoffer i TVV og potensiell utlekking fra regenerert GAC som ble brukt i eksperimentene.

LECA + olivin og biokull presterte betydelig dårligere enn GAC. Mens LECA + olivin viste den mest effektive rensingen av Mn, god fjerning av Zn og noe fjerning av Cu, Σ PAH, Σ PFAS og Σ BTH, og biokull fjernet noe Zn, Pb, Σ PAH, Σ BTH og Σ BTR, ble de overgått av GAC.

Det er behov for ytterligere testing for å vurdere andre GAC-alternativer eller kombinasjoner av sorbenter. Det er nødvendig å undersøke om utlekking av Al og As kan forhindres, og om PAH-fjerningen kan bli mer stabil. I denne studien ble det ikke utført tilbakespyling av materialene, noe som kunne ha forbedret renseevnen til enkelte sorbenter. Dette bør vurderes i fremtiden.

5 Oppsummering og videre diskusjon

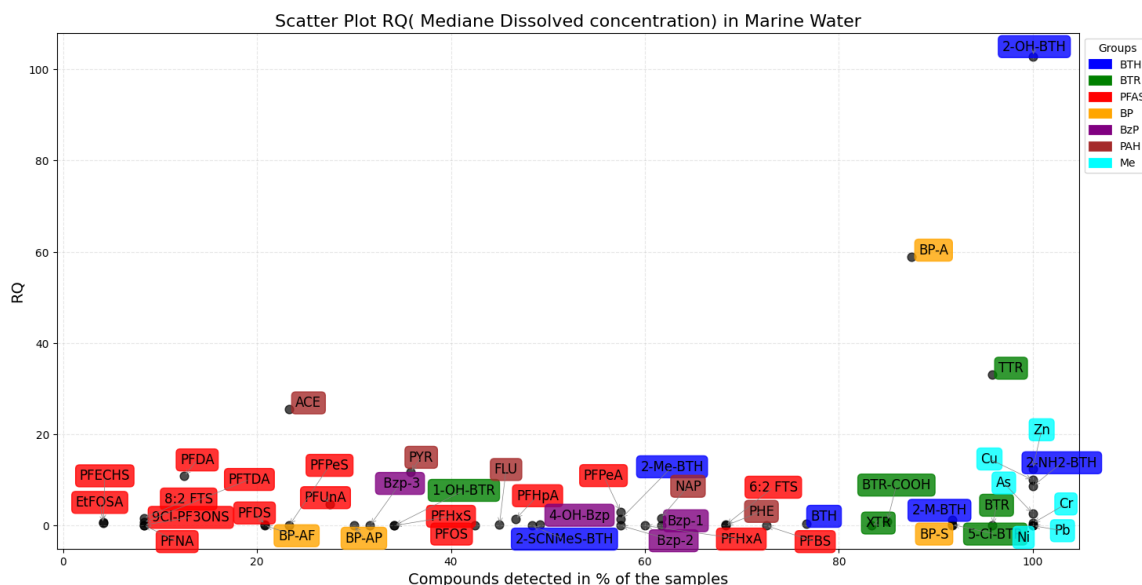
5.1 Forurensninger i tunnelvaskevann

Forskingsspørsmål 1: Hvilke miljøgifter finnes i TVV, og hvordan fordeler de seg mellom å være bundet til partikler og å være til stede som oppløste stoffer i vannfasen?

5.1.1 Sporelementer og organiske mikroforurensninger

Det ble påvist høye nivåer av sporelementer og organiske mikroforurensninger i TVV fra Bjørnegårdtunnelen (Publikasjon II, kapittel 4.1, [58]). Dette er visualisert i Figur 5-1, som viser deteksjonsfrekvens av ulike stoffer og stoffklasser i forhold til miljørisikoen de utgjør. Miljørisiko er vist som økologisk risikokvotient, det vil si med hvilken faktor mediankonsentrasjonene var høyere enn nivåer som ville være ufarlige i kystvannsresipienter. Figur 5-1 viser bare konsentrasjoner som tilsvarer oppløste stoffer. Tilsvarende figurer for ferskvannsresipienter og summen av oppløste og partikkelbundne konsentrasjoner er samlet i vedlegg 9.3. Dette er i tråd med flere tidligere studier av TVV i Norge [3, 7, 8, 56, 121, 225], Sverige [32] og Portugal [28]. Tidligere studier har hovedsakelig konsentrert seg om konvensjonelle vannkvalitetsmål, sporelementer og de 16 EPA PAH-ene. Nivåene av sporelementer i TVV fra Bjørnegårdtunnelen lå vanligvis innenfor det som ble observert i TVV fra andre tunneler i Norge, Sverige og Portugal, selv om de generelt lå i den nedre enden av intervallet. Dette ble tilskrevet variasjoner i gjennomsnittlig årlig døgntrafikk og/eller prøvetakingsmetoder. I tillegg kan ulik vaskefrekvens påvirke forurensningsbelastningen i TVV, ettersom økt vaskefrekvens reduserer akkumuleringen av forurensende stoffer på tunneloverflatene [6]. PAH-konsentrasjonene i TVV fra Bjørnegårdtunnelen var på nivå med andre norske og svenske tunneler, men betydelig lavere enn i Portugal. Dessuten var de partikkelassosierte Σ PAH-ene høyere enn i lignende studier. En annen faktor som må tas i betraktning, er at prøvene fra Bjørnegårdtunnelen ble tatt fra sedimentasjonsbassenget, mens andre studier har tatt prøver direkte fra vaskevannet etter tunnelen [5]. Større partikler kan ha lagt seg i renner eller rør under transporten av TVV til sedimentasjonsbassenget, noe som kan ha påvirket partikkelbelastningen i TVV. Antallet internasjonalt tilgjengelige studier om TVV er begrenset. De fleste studier og rapporter i Norge er publisert på norsk, en trend som sannsynligvis er lik i andre land, noe som vanskeliggjør sammenligninger av TVV-kvalitet.

I tillegg til sporelementene og PAH-ene ble det for første gang påvist flere enkeltforbindelser fra mikroforurensningsklassene PFAS, BTH, BTR, BP og BzP i TVV (Publikasjon II). Spesielt PFAS, BTH og BTR ble påvist i betydelig høyere konsentrasjoner i den oppløste fraksjonen sammenlignet med den partikulære fraksjonen. To tidligere studier av norsk TVV har undersøkt BTH: Smestadtunnelen i 2020 [163] og Vålerengatunnelen i 2024 [225], som begge ligger i Oslo-regionen. Det ble rapportert sammenlignbare konsentrasjoner av BTH og 2-aminobenzotiazol, mens nivåene av 2-hydroksybenzotiazol var høyere i Bjørnegårdstunnelen enn i de andre tunnelene. Tunnelene fra de andre studiene hadde dobbelt så stor gjennomsnittlig daglig trafikk (ca. 60 000 kjøretøy) sammenlignet med Bjørnegårdtunnelen (31 000 kjøretøy). Følgelig kan det forventes at konsentrasjonene av BTH vil være forhøyet i Smestad- og Vålerengatunnelene på grunn av den økte biltrafikken som potensielt kan bidra til disse forbindelsene.



Figur 5-1: Deteksjonsfrekvens og økologisk risikokvotient (RQ) for oppløste forbindelser, basert på PNEC for kystvannsresipienter og median konsentrasjon.

As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, naftalen, fluoranten, benzo(a)pyren, PFOS og bisfenol-A ble påvist i konsentrasjoner som er høyere enn EUs regulatoriske EQS for overflatevann i TVV fra Bjørnegård. Disse verdiene representerer en terskelverdi for god vannkvalitet, og ved å overskride denne verdien kan TVV forårsake kroniske eller akutte effekter i eksponerte organismer, avhengig av konsentrasjonsnivåene [18]. 15 av forbindelsene som er påvist i TVV fra Bjørnegårdtunnelen, anses også å ha en svært høy PMT-score [26, 185]. Mange av disse stoffene er ikke regulert i dag. Dette viser at regelverket ikke er omfattende nok, spesielt ikke for trafikkrelaterte mikroforurensninger, som har potensial til å forårsake betydelig skade når vannlevende organismer og mennesker eksponeres for dem.

5.1.2 Fordeling av forurensninger mellom partikulær og oppløst fase

Resultatene i Publikasjon II viser at sporelementer vanligvis ble funnet i høyere konsentrasjoner i den partikulære fraksjonen av TVV enn i den oppløste fraksjonen. Flere av de undersøkte elementene, inkludert Al, Cr, Fe og Pb, har lav løselighet i vann, spesielt i pH-områdene i TVV (pH 7-9) [135, 136]. Andre elementer, inkludert Cu og Zn, varierte mer om de var bundet til partikler eller oppløst i TVV. Tidligere studier av TVV har diskutert den oppløsende effekten av såpen som brukes i vaskeprosedyren. Selv om det er observert høyere konsentrasjoner av forurensninger etter vask med såpe sammenlignet med vask uten såpe [6], er det fortsatt behov for mer forskning for å bekrefte størrelsen på effekten.

De høyeste konsentrasjonene av organiske mikroforurensningene ble funnet i den oppløste fraksjonen (kapittel 4.1). Selv om PAH ble funnet i høyere konsentrasjoner i den partikulære fraksjonen, ble de andre undersøkte klassene (PFAS, BTH, BTR, BP og BzP) hovedsakelig funnet i den oppløste fraksjonen. Generelt kan dette forklares med egenskapene til disse forbindelsene, ettersom mange av dem er løselige i vann. Overraskende nok ble langkjedede PFAS-forbindelser også påvist i den oppløste fraksjonen, selv om de var forventet å være assosiert med partiklene. En forklaring på dette, som ble diskutert i Publikasjon II, var skumdannelse på grunn av såpen som ble brukt under vaskingen. Skumboblene som dannes, kan akkumulere langkjedede PFAS [152], noe som gjør dem mer løselige. Alternativet, å vaske tunneler uten såpe, fører til en lavere konsentrasjon av forurensende stoffer i TVV, ifølge Meland et al [3]. Denne forskjellen mellom med og uten såpe var imidlertid mindre

enn forventet i studien. Det er ukjent hvordan mangelen på såpe vil påvirke fordelingen av organiske forbindelser. Ettersom mange av de analyserte forbindelsene er kjent for å være løselige i vann uten hjelp av såpe, vil høye konsentrasjoner av oppløste forbindelser sannsynligvis fortsatt være et problem selv om tunneler vaskes kun med vann.

5.1.3 Biologiske effekter

Effektbaserte bioanalytiske metoder er et lovende verktøy for å påvise de samlede effektene av kjente og ukjente forbindelser i TVV. Det finnes en rekke bioassays som kjennetegnes av ulike endepunkter og sensitiviteter. Bioanalysene som ble brukt i dette prosjektet, omfatter endepunktene AhR-aktivering (AhR CALUX), oksidativ stressrespons (AREc32) og hemming av nevruttvekst. Mens AhR CALUX- og AREc32-analysene er veletablerte for høykapasitetsapplikasjoner [202, 226–228], har det nylig dukket opp høykapasitetsmetoder for screening av nevruttvekst [115]. Valget av bioassays var basert på de forventede forbindelsene i TVV og deres potensielle effekter. Tidligere studier har indikert at PAH-er er aktive i AhR CALUX-analysen [227], sammen med BTH, 5-metyl-1H-benzotriazol og 2-benzothiazolesulfonsyre [115]. Den oksidative stressresponsen har blitt knyttet til PAH- og BPA-eksponering [227], i tillegg til 2-(metylthio)benzotriazol og 2-benzothiazolesulfonsyre [115]. I en tidligere studie ble det dessuten forventet at PFOA ville utløse en oksidativ stressrespons, men dette ble maskert av høy cytotoxisitet induksjon [227]. BTH ble observert å bidra til hemming av nevruttvekst [115].

Som rapportert i Publikasjon III, aktiverer kjemikalier i TVV AhR, forårsaker oksidativt stress og har nevrotoksiske effekter. En prøve av ubehandlet TVV ble samlet inn etter en vask av Bjørnegårdstunnelen den 21.10.2022. Denne prøven viste målbar AhR-aktivering fra både partikulære og oppløste fraksjoner, sammen med induksjon av oksidativt stress fra ekstraktet fra den partikulære fraksjonen og hemming av nevruttvekst fra ekstraktet fra den oppløste fraksjonen. Effektene fra ekstraktene fra partikkelfraksjonen holdt seg under EBT-verdiene (antatt trygge verdier for overflatevann), mens ekstraktene fra den oppløste fraksjonen overskred disse triggerverdiene. Disse funnene tyder på at i det minste den oppløste fraksjonen av TVV kan ha en negativ innvirkning på eksponerte organismer.

Resultatene fra bioassayene tar ikke hensyn til mulige negative fysiske effekter av partikler i TVV, ettersom analysene bruker ekstrakter fra partikkelfraksjonen for å vurdere potensielle effekter. Partikler i tunnelmiljøet kan bestå av uorganiske mineraler, metallrester, veislitasjerester og mikroplast som følge av nedbrytning av dekk. Det er påvist at mikroplast i størrelsesordenen til TVV-partiklene (1-53 µm) akkumuleres og obstruerer fordøyelsessystemet til *Daphnia magna* og ostracoder [229]. For *D. magna* er det observert akkumulering av mikroplast på antennene, noe som potensielt kan forstyrre spise- og svømmeatferden. Det kan derfor antas at partiklene i TVV, særlig ubehandlet TVV, kan ha negativ innvirkning på vannlevende organismer.

Toksisiteten til såpen i bioassayene er fortsatt ubestemt. Selv om ekstraksjonsmetoden ikke var utformet for å fange opp overflateaktive stoffer, kan noen av dem ha blitt med utilsiktet. Overflateaktive stoffer ble ikke analysert i denne studien, men kan være av betydning for fremtidige TVV-prosjekter. Sporelementer er ikke inkludert i ekstraktene som analyseres i bioassayene, ettersom de går tapt i ekstraksjonen av organiske forbindelser [110]. Det er ikke sikkert at interaksjoner mellom sporelementer og organiske mikroforurensninger, som f.eks. mellom BTR og Cu [182], er tydelige i bioassayene. Likevel kan en sammenligning av de biologiske effektene av organiske mikroforurensninger med EBT-er og sporelementnivåer mot nasjonale vannkvalitetsstandarder effektivt karakterisere toksisiteten til TVV.

For å kunne sammenligne de biologiske effektene av TVV-prøver med organiske mikroforurensninger var det nødvendig med en spesifikk ekstraksjonsmetode, som tok sikte på en enhetlig ekstraksjonsprosedyre for både organiske mikroforurensninger og bioassayer. Metoden resulterte i færre ekstraherte forbindelser enn den opprinnelige metoden, særlig når det gjelder oppløste PAH-er og partikkelassosierte PFAS-er. Disse forbindelsene bidrar dermed mindre til blandingseffektene i bioassayene enn de gjør i TVV. Å kombinere målrettet analyse av organiske mikroforurensninger med bioassayer byr på betydelige utfordringer på grunn av de ulike forbindelsenes ulike egenskaper, noe som krever ulike ekstraksjonsteknikker, som oppsummert av Núñez et al. [230]. Ikke desto mindre kan denne tilnærmingen belyse virkningene av et bredt spekter av kjente og ukjente forbindelser i TVV, og gi en indikasjon om toksisiteten.

Effektbaserte metoder er allerede tatt i bruk i flere land, blant annet i Tyskland [231] og Sverige [232], for å vurdere økologiske forhold i overflatevann. Det arbeides med å standardisere de bioanalytiske testene som inngår i slike metoder, slik at det kan fastsettes EBT-verdier for ulike tester. I tillegg har det blitt gjort arbeid for å utlede EBT-verdier fra EQS-verdier uten å bruke bioanalytiske tester [233]. Ved å innlemme bioanalyser i overvåkingen av TVV vil man kunne fange opp de kumulative effektene av en rekke kjente og uidentifiserte forbindelser. Dette kan også avdekke nye forbindelser som tidligere ikke har vært gjenkjent at finnes i TVV. EUs forslag til strengere reguleringer av forbindelser som PFAS anbefaler også at medlemslandene tar i bruk effektbaserte metoder for å overvåke østrogenetterlignende forbindelser i overflatevann [20]. Denne overvåkingen vil gjøre det lettere å sammenligne og bruke EBT-verdier som EQS-terskelverdier i fremtiden.

5.2 Forurensningsnivå i TVV sammenlignet med andre typer vann

Forskningsspørsmål 2: Hvordan er de nåværende nivåene av miljøgifter i TVV sammenlignet med andre matrikser?

Det er spesielt relevant å sammenligne konsentrasjoner av forurensende stoffer i TVV og avrenning fra veier i dagen. Begge matriksene er påvirket av forurensninger fra kjøretøy og slippes ofte ut i tilstøtende miljøer, noe som tyder på at det finnes analoge forurensninger. Overflaten til veier i dagen påvirkes av ytre miljøfaktorer som nedbør og vind, noe som ikke påvirker tunneloverflater. Derfor forventes det at TVV vil ha forhøyede nivåer av forurensende stoffer i forhold til avrenning fra veier i dagen. I Publikasjon II ble det avdekket at konsentrasjonene av sporelementer i TVV fra Bjørnegårdtunnelen var sammenlignbare med eller lavere enn de som er dokumentert i avrenning fra veier i dagen i Frankrike [122], Nederland [129], USA [125] og Sverige [31], for å nevne noen. Dette funnet står i motsetning til tidligere forskning i Norge, som indikerer høyere sporelementnivåer i TVV enn i avrenning fra vei i dagen. Innsamling av prøver fra sedimentasjonsbassenget kan føre til sedimentering av større partikler før prøvetaking, i motsetning til direkte innsamling under nedbør, som fanger opp et bredere partikkelutvalg og potensielt mer betydelig forurensning.

I Publikasjon II ble det påvist forhøyede konsentrasjoner av organiske mikroforurensninger, særlig PFAS, BTH og BTR, i TVV sammenlignet med andre matrikser. Dette samsvarer med observasjoner av sporelementer og PAH-er i tidligere publikasjoner [6, 32, 55]. TVV fra Bjørnegårdtunnelen viste høyere konsentrasjoner av PFAS enn avrenning fra veier i dagen i Frankrike [122], og BTH/BTR-nivåene overgikk nivåene i avrenning fra veier i dagen i Norge [16], USA [36] og Tyskland [144]. Den oppløste fraksjonen av TVV inneholdt dessuten PFAS-nivåer som oversteg nivåene i urbant overflatevann fra USA [146], urbane vannforekomster i Singapore [145], snø fra flere byer i Kina [150] og avløpsvann i Hellas [147], mens BTH- og BTR-nivåene var høyere enn i avløpsvann fra Hellas [159] og Spania [164]. Et unntak var BzP, som hadde betydelig forhøyede konsentrasjoner i norsk avløpsvann [177], sannsynligvis på grunn av den vanlige bruken av stoffet i produkter for personlig pleie [48].

Det kan også være utfordrende å sammenligne TVV og avrenning fra veier i dagen. Konsentrasjonene i TVV kan variere på grunn av trafikkvolum, vaskehypphet, vannforbruk og bruk av såpe, parallelt med betydelige variasjoner i kvaliteten på avrenningen fra veier i dagen. Kayhanian et al. [126] fant en svak korrelasjon mellom årlig gjennomsnittlig daglig trafikk (ÅDT) og konsentrasjoner av forurensende stoffer i avrenning fra veier i dagen. En multippel lineær regresjonsanalyse viste at hyppige nedbørshendelser korresponderte med reduserte konsentrasjoner av forurensende stoffer i avrenningen fra veiene, mens intens nedbør og lengre intervaller mellom nedbørshendelsene var forbundet med økte nivåer av forurensende stoffer. ÅDT ble også identifisert som positivt korrelert med forurensningskonsentrasjonene i avrenning fra veier i dagen. Interessant nok ble det i samme studie også observert at regn med høy intensitet førte til mobilisering av forurensninger fra partikler og bidro til fortykning av de oppløste forurensningene i avrenningen fra veiene. Basert på dette kan prøvetakingsforholdene ha betydelig innvirkning på konsentrasjonene som måles i avrenning fra veier i dagen.

5.3 Effekt av ulike rensemetoder på vannkvaliteten

Forskningsspørsmål 3: Hvor godt reduserer ulike rensemetoder partikkelbunden forurensning, oppløst forurensning og biologiske effekter i TVV?

5.3.1 Renseeffektivitet for sporelementer og organiske mikroforurensninger

Pilotforsøket med rensing i Bjørnegårdtunnelen innebar sedimentering etterfulgt av sekundær rensing med enten posefiltrering, membranfiltrering eller adsorpsjonsfiltrering med GAC. Sedimentering reduserte mengden partikler og tilhørende forbindelser i TVV betydelig, særlig sporelementer. Dette tyder på en sterk korrelasjon mellom partikkelstørrelse og renseeffekt under sedimentering (Publikasjon III, [59]). Noen oppløste sporelementer ble også fjernet, sannsynligvis gjennom utfelling eller partikkeladsorpsjon. Den høye effektiviteten i partikkelfjerningen stemmer godt overens med tidligere studier av sedimentering for rensing av TVV. Forsøk fra Häggvik- og Törnaskogtunnelen i Sverige viste en reduksjon på 88-99 % i suspendert tørrstoff [32], med en høy korrelasjon mellom suspendert tørrstoff og Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb og Zn. Tilsvarende viste forsøk i Nordbyttunnelen i Norge over 75 % reduksjon av turbiditet [47], og sedimentering ved 20 °C viste seg å være mer effektiv enn ved 4 °C, selv om det fortsatt var finstoff igjen etter sju dager. De svenske og norske sedimentasjonsstudiene indikerte en korrelasjon mellom partikkelreduksjon og reduksjon av Cu- og Zn-konsentrasjoner, i likhet med funnene i Publikasjon III. En feltstudie i Smestadtunnelen viste en gjennomsnittlig fjerning av suspendert stoff på bare 69 %, noe som tilskrives potensiell resuspensjon under utpumping fra sedimentasjonsbassenget [35]. Resuspensjon er også et problem i Bjørnegårdtunnelen, men tydeligvis i mindre grad på grunn av den høye renseeffekten av suspendert stoff. Smestad-studien viste en sammenheng mellom suspendert tørrstoff og gummidekkkpartikler, noe som tyder på at partikkelfjerning gir miljøfordeler.

Posefiltrering viste ingen signifikant forbedring av vannkvaliteten, verken for turbiditet og suspendert stoff eller for andre partikkelassosierte forurensninger, som presentert i Publikasjon III. Tidligere funn tyder på at sedimentering etterlater partikler fra <1 µm til 350 µm [35, 47], som egner seg for fjerning ved hjelp av posefilteret, som har en porestørrelse på 1 µm.

Membranfiltrering reduserte turbiditeten ytterligere etter sedimentering, og forbedret vannkvaliteten for noen partikkelassosierte forurensninger, inkludert Al, Cr og Fe. Det ble også observert en liten reduksjon i oppløst Cu, ΣBTR og ΣBzP. Gitt membranens porestørrelse på 0,1 µm, som er mindre enn grensen for oppløste forbindelser på 0,45 µm, var det forventet at kolloider og tilhørende forurensninger ville bli fjernet. Shafiquzzaman et al. [234] testet et billig mikroporøst (1-5

µm) keramisk filter for behandling av overvann, mens Ortega Sandoval et al. [235] brukte en polymerisk hulfibermembran (0,4 µm) til lignende formål. Begge studiene viste forhøyede konsentrasjoner av sporelementer (unntatt Fe i Shafiquzzaman et al.) og totalt suspendert tørrstoff i overvann sammenlignet med sedimentert TVV fra Bjørnegårdstunnelen, men sammenlignbare turbiditetsnivåer. Lignende rensing av Fe, Zn, turbiditet og totalt suspendert tørrstoff ble observert i begge studiene som i Bjørnegårdstunnelen. Shafiquzzaman et al. påviste bedre Cu- og Pb-fjerning sammenlignet med Bjørnegårdstunnelen, mens Ortega Sandoval et al. oppnådde bedre Ni-fjerning. Variasjoner i innløpskonsentrasjonene er sannsynligvis årsaken til forskjellene i Cu- og Ni-fjerning, mens Pb-utvasking påvirket resultatene i Bjørnegårdstunnelen. Li et al. [236] testet en lignende membrankonfigurasjon for kommunalt avløpsvann, og viste BTR-fjerning som varierte mellom -20 % og 45 % før det stabiliserte seg på $34,5 \pm 23,1$ % etter 350 dager. Membranen i Bjørnegårdstunnelen kan ha opplevd tilsvarende svingninger, og ville potensielt oppnådd stabilitet over en lengre driftsperiode.

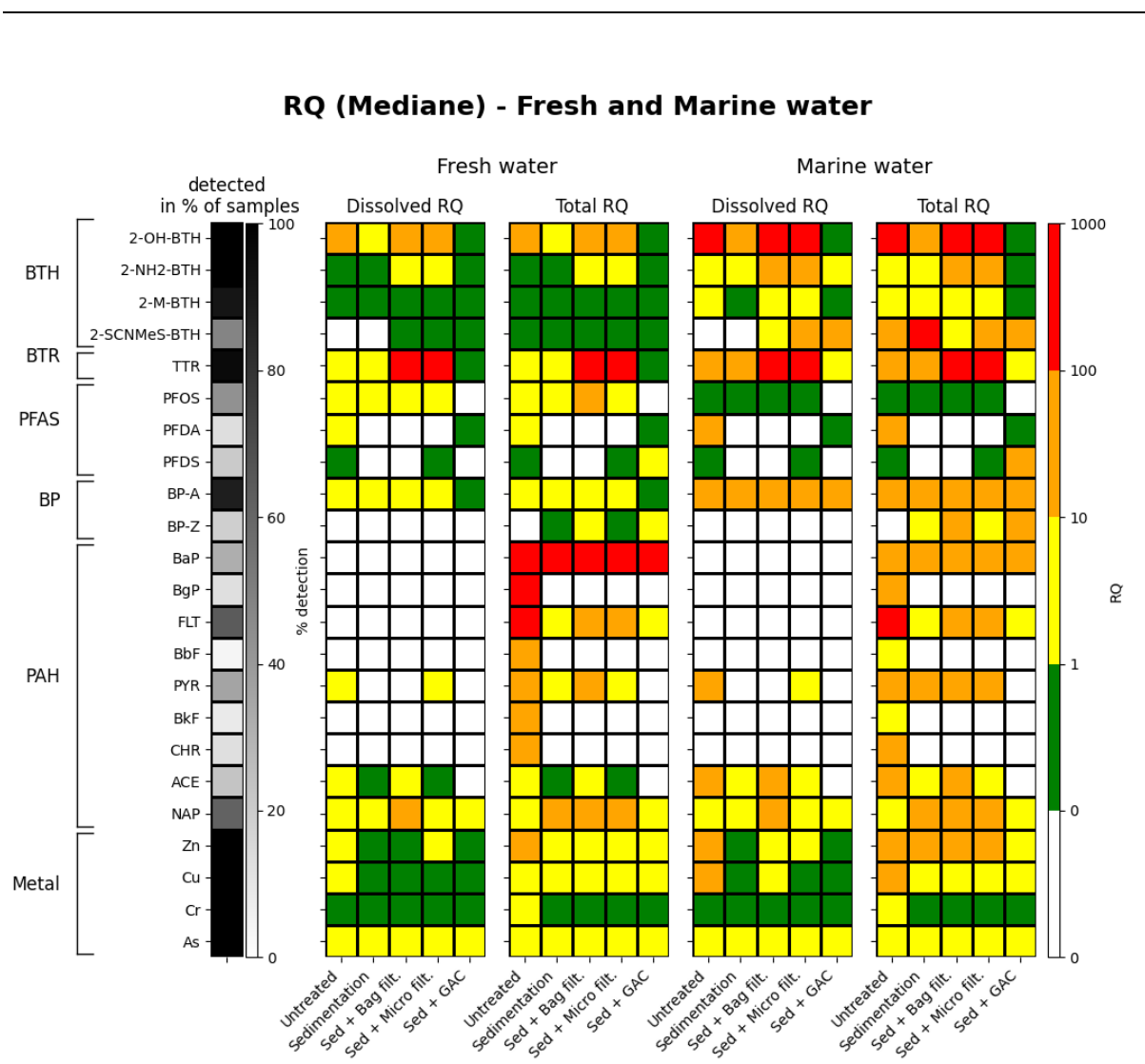
I Publikasjon III ble det konkludert med at GAC-filteret reduserte oppløste forbindelser i TVV betraktelig, særlig de organiske mikroforurensningene, og viste høy renseeffekt for DOC og oppløst As, Cr, Cu, Zn, Σ PFAS, Σ BTH, Σ BTR og Σ BP. GAC var bedre enn posefilteret når det gjaldt reduksjon av turbiditet, og det fjernet noe partikulært Cr og Zn, sannsynligvis på grunn av dybdefiltrering. Tidligere studier har bekreftet GAC sin effektivitet når det gjelder å redusere sporelementer og organiske miljøgifter i batch- og kolonneforsøk med syntetisk overvann og avløpsvann. Både Huber et al. [206] og Pritchard et al. [210] rapporterte Cu-fjerning på over 90 % i løpet av de første 250 rensede BV, noe som er betydelig høyere enn det som ble observert for TVV. Pritchard et al. observerte dessuten en mer effektiv fjerning av Pb og Zn enn i Bjørnegårdstunnelen (henholdsvis 80 % og 50 %), og tilskrev Pb-fjerningen partikkelfiltrering i dybden. Partikkelfjerningen var ikke like effektiv med GAC i Bjørnegårdstunnelen. Ni-fjerningen var ikke særlig effektiv hverken for Huber et al. og Pritchard et al. eller under rensing av TVV i Bjørnegårdstunnelen. TVV viste en høyere pH etter filtrering enn det syntetiske overvannet, noe Huber et al. knyttet til økt Ni-fjerning, noe som indikerer at høyere Ni-fjerning bør observeres under rensing av TVV. Konkurransen om GAC-overflaten mellom forbindelser i TVV kan ha påvirket fjerningseffektiviteten som ble observert under forsøkene i Bjørnegårdstunnelen. Pritchard et al. [210] observerte fjerning av perfluorheksansyre, perfluorheksansulfonat, PFOA og PFOS, med større effektivitet i fjerning av langkjedede forbindelser sammenlignet med kortkjedede. Lignende observasjoner ble rapportert av Inyang og Dickenson [216], som understreket den overlegne fjerningen av langkjedet PFOA og PFOS i forhold til perfluorheksansyre. Altmann et al. [217] observerte over 80 % fjerning av BTR og metyl-BTR fra avløpsvann ved bruk av GAC i opptil 10 000 BV, mens Pritchard et al. [210] observerte nesten 100 % fjerning av BTR etter 500 BV, med tegn på utmattelse målt i de øverste 15 cm av filtreringskolonnen. Dette indikerer at GAC-kolonnen i Bjørnegårdstunnelen kan rense store mengder TVV og fortsatt ha en betydelig rensekapasitet for organiske miljøgifter.

I Publikasjon IV (kapittel 4.3) ble alternative materialer til GAC testet: LECA + olivin (LECA på toppen og olivin på bunnen), biokull og sand som blank. Alle de testede materialene reduserte turbiditeten effektivt, noe som tyder på dybdefiltrering, men ingen av dem påvirket ledningsevnen eller ioner som klorid eller natrium. Kombinasjonen LECA + olivin viste betydelig fjerning av Zn og Mn, og noe fjerning av Σ PAH, Σ BTH og Σ BzP. Biokullet var mindre effektivt for sporelementer, men det utmerket seg ved å fjerne Σ PAH og viste innledende effektivitet for Σ BTH og Σ BTR. Pritchard et al. [210] fant lignende resultater for fjerning av sporelementer med biokull og GAC, i motsetning til Spahr et al. [46], som rapporterte om mindre effektiv fjerning av sporelementer med biokull. Likevel var GAC overlegen når det gjaldt å fjerne Cr, Cu, Fe, Ni, Pb og Zn, det var det eneste materialet som reduserte DOC-konsentrasjonen, og oppnådde over 84 % fjerning av Σ PFAS, Σ BTH, Σ BTR og Σ BPs, i samsvar med tidligere feltstudier [206, 210, 216, 217]. GAC viste imidlertid inkonsekvent Σ PAH-fjerning, forårsaket

betydelige innledende pH-økninger og ga forhøyede nivåer av Al (sannsynligvis en pH-effekt) og As (sannsynligvis utvasking) i utløpsvannet.

Som vist i Publikasjon III (kapittel 4.2) ble ikke alle parameterne med EQS-verdier forbedret til god vannkvalitet. Konsentrasjonene av As, Cu, Zn, NAP og BaP oversteg sine respektive EQS-terskelverdier etter rensing. Til tross for den betydelige reduksjonen av Σ PFAS, Σ BTH, Σ BTR og Σ BP, er det fortsatt utfordrende å vurdere GAC-filterets effektivitet uten regulatoriske terskelverdier. Det er nødvendig å evaluere kvaliteten av TVV før og etter rensing, særlig med tanke på trafikkrelaterte forurensninger utover dagens regelverk. Strengere reguleringer for utslipp av mikroforurensninger er på vei, og EU er i ferd med å revidere direktivet om rensing av kommunalt avløpsvann [212], med tanke på å inkludere f.eks. PFAS (uttrykt som summen av PFOA-ekvivalente konsentrasjoner, Σ PFOA-ekvivalenter) i EUs miljøkvalitetsnormer [20], noe som krever implementering i alle medlemsland. Derfor forventes det at flere av forbindelsene som er påvist i TVV, vil bli inkludert i fremtidige forskrifter og rensekraft. I Publikasjon III ble det registrert en nedgang i Σ PFOA-ekvivalenter etter sedimentering, og GAC reduserte dem ytterligere til under EUs foreslåtte grenseverdi i to tilfeller. Fokuset på PMT-forbindelser i flere land, inkludert Danmark [236], Nederland [26] og Tyskland [185], kan utvide listen over regulerte forbindelser som sannsynligvis må fjernes under rensing av TVV. I TVV fra Bjørnegårdtunnelen ble 15 forbindelser klassifisert med en svært høy PMT-score i henhold til klassifiseringssystemet til Hartmann et al. [26]. Sedimentering reduserte dette tallet til 11, og selv om pose- og membranfiltrering ikke reduserte dette tallet ytterligere, reduserte GAC-filtrering det til 8 forbindelser.

Figur 5-2 viser en oppsummering av risikopotensialet til stoffene med størst risiko, som ble undersøkt i prosjektet. Risikoen vises som økologisk risikokvotient (RQ) avhengig av deteksjonsfrekvens, forekomstform, det vil si om stoffene er oppløst eller partikkelbundet, vannrensemetode og resipienttype. Beregning til RQ er nærmere forklart i kapittel 9.3. Verdiene i Figur 5-2 er basert på målte mediankonsentrasjoner i prosjektet. Det finns stoffer med RQ høyere enn 100 i stoffklassene BTH, BTR, PFAS, BP, PAH og metaller. Forbindelser som ble funnet hyppigst og som har veldig høy RQ var 2-OH-BTH, TTR, BP-A, FLT, NAP, Zn og Cu. Samlet sett var vannkvaliteten best etter rensing med aktivt kull. I vedlegg 9.4 vises det tilsvarende figurer med alle stoffer som ble undersøkt i prosjektet for både median og maksimalkonsentrasjon.



Figur 5-2: Sammendrag av risikopotensialet til forbindelser målt i TVV avhengig av deteksjonsfrekvens, forekomstform (oppløst eller partikkelbundet), rensing og resipienttype (risikoer vist som risikokvotient (RQ) for funnet mediankonsentrasjoner; $RQ = \text{mediankonsentrasjon} / PNEC$; total konsentrasjon tilsvarer summen av oppløst og partikkelbundet andel; kun forbindelser med RQ større enn 10 er inkludert i figuren).

5.3.2 Behandlingseffektivitet for biologiske effekter

Som diskutert i kapittel 5.1.3 forårsaker TVV flere biologiske effekter, med oppløste forbindelser som aktiverer AhR og hemmer neurittutvekst tilsvarende det som overskride EBT-verdiene. Etter posefiltrering ble det observert en viss reduksjon i AhR-aktivering fra oppløste stoffer, noe som tilskrives en lav innløpskonsentrasjon. Membranfilteret reduserte AhR-aktiveringen og den oksidative stressresponsen fra partikkelestrakter til under LOD, noe som korrelerte godt med partikkelfjerningen. Likevel ble det ikke registrert noen vesentlig fjerning av organiske forbindelser under membranbehandlingen. Dette tyder på at andre forbindelser kan være ansvarlige for den observerte effektreduksjonen. GAC reduserte partikkelrelatert og oppløst AhR-aktivering og hemming av nevrittisk utvekst ned til eller under LOD. I tillegg oppnådde GAC-filtreringen utløpsverdier under etablerte EBT-verdier for AhR-aktivering og estimerte EBT-verdier for nevrotoksisitet, noe som indikerer tilstrekkelig behandling [112]. Den dokumenterte reduksjonen i biologiske effekter stemmer godt overens med GACs høye renseseffektivitet. På grunn av fraværet av isfjellmodellering i denne studien er imidlertid bidraget fra kjente forbindelser til de samlede effektene fortsatt ukjent.

Bioanalytiske verktøy har tidligere blitt brukt til å vurdere for eksempel renseeffektiviteten til avløpsrenseanlegg og konstruerte våtmarker. Neale et al. [237] rapporterte en reduksjon på ca. 80 % i AhR-aktivering og oksidativt stress under rensing av avløpsvann. BTR og BzP-3 bidro til aktiveringen av AhR og ble redusert under avløpsvannbehandlingen. 2-(metyltio)benzotiazol, 2-hydroksybenzotiazol og BTH ble analysert, men var enten under deteksjonsgrensen eller ubetydelige bidragsyttere til AhR-aktivering. I tillegg ble det observert at 2-benzothiazolesulfonsyre og 5-metyl-1H-benzotriazol, som ikke ble analysert i TVV fra Bjørnegårdtunnelen, bidro til AhR-aktivering av avløpsvann. Lignende fjerning av oksidativt stress ble observert av Nivala et al. [226] for avløpsvann, men bare 50 % av AhR-aktiveringen ble fjernet. Til sammenligning reduserte det konstruerte våtmarksområdet AhR-aktiveringen med over 70 % og den oksidative stressresponsen med over 80 %. BTR ble analysert i avløpsvannet i denne studien, og oppnådde en maksimal fjerning på 64 % via konvensjonell behandling av avløpsvann og konstruerte våtmarker.

Evalueringen av oksidativt stress fra oppløste forbindelser og hemming av nevrutvekst på grunn av partikkelstrakter ble hindret av høye blankeffekter eller effekter under deteksjonsgrensen, noe som resulterte i at de ble ekskludert fra videre vurderinger. Følgelig falt flere prøver under deteksjonsgrensen etter sedimentering, noe som vanskeliggjorde evalueringen av forbedringer ved sekundær rensing. Metodens deteksjonsgrense var likevel under EBT for de aktuelle effektene, noe som betyr at fjerning under disse grensene er tilstrekkelig for å sikre god vannkvalitet.

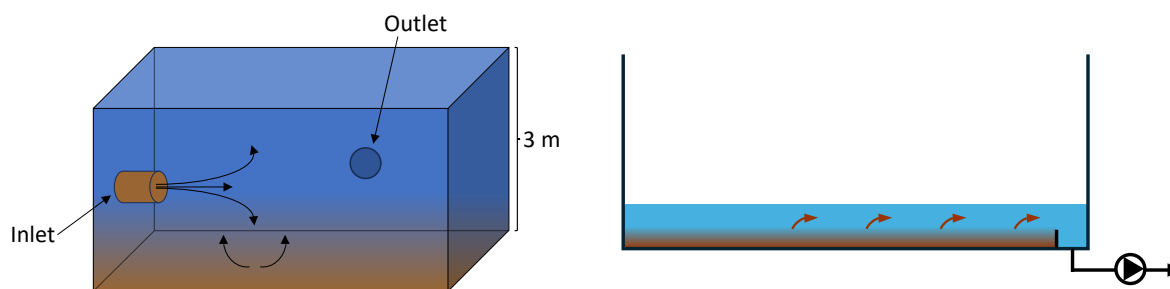
I forsøkene med TVV ble bare to vasker vurdert for biologiske effekter, noe som kan gi variasjon i kvalitet og tilsvarende biologiske effekter. Funnene i dette prosjektet bør derfor kun tjene som en foreløpig indikasjon på de biologiske konsekvensene ved utslipp av TVV. Videre forskning bør undersøke de biologiske effektene av TVV fra flere vasker i Bjørnegårdtunnelen og andre tunneler, med flere prøver samlet inn over en lengre periode for å vurdere renseeffekten over tid.

5.4 Erfaringer med praktisk bruk av de ulike rensetrinnene

5.4.1 Sedimentering

TVV strømmet inn i bassenget ved hjelp av tyngdekraften fra et separat kammer (pumpesump) på ca. 1,5 m dybde i den ene enden av bassenget. Før hver tunnelvask ble sedimentasjonsbassenget tømt til det var ca. 1 m vann igjen på bunnen, noe som resulterte i et vannrikt slam. Ettersom slammene bare ble fjernet annethvert år, og det ble foretatt ca. 6-8 tunnelvaskinger i året, vil slammene akkumulere flere og flere partikler. På grunn av utformingen av sedimentasjonsbassenget kan tidligere sedimenterte partikler som er igjen i slammene, bli resuspendert i det nylig tilstrømmende TVV, spesielt i nærheten av innløpet. Dette kan resultere i en kumulativt høyere konsentrasjon av partikler (og potensielt forurensende stoffer) i det ferske TVV. En illustrasjon av konseptet er vist i Figur 5-3, venstre side. Det ble ikke observert noen indikasjon på dette i resultatene fra Publikasjon II eller Publikasjon III, men forsøkene i dette prosjektet var ikke spesielt designet for å fange opp dette. Resuspendering kan også skje ved tømming av bassenget, hvis partikler mobiliseres igjen ved lave gjenværende vannstander (Figur 5-3, høyre side). Dette ble sett under flere tømminger, men ble ikke dokumentert mer i detalj. Det er vanskelig å unngå dette, fordi bassengene er bygd som lagringsbasseng, hvor vannet blir lagret en viss periode, i motsetning til konvensjonelle sedimenteringsbasseng ved vannbehandlingsanlegg, hvor vannet strømmer kontinuerlig gjennom og bassengene er utstyrt med redskap for å flytte, samle og fjerne slammene. Partiklene som er igjen i TVV er observert å være veldig fine, med diameter rundt 5 til 10 μm [238]. Årsaken til dette er at det er hovedsakelig støv som samler seg opp på tunneloverflatene, og at vannet ledes gjennom sandfang før det kommer til sedimentasjonsbassengene. Slike partikler sedimenterer forholdsvis sakte og kan lett bli resuspendert. Slammene blir liggende fordelt over hele bassenget, noe som gjør det mer krevende å rense

bassengene, siden hele bassenget må bli spylt med vann, noe som bidrar til fortykning av slammet under tømning og større volumer som må avhendes.



Figur 5-3: Illustrasjon av resuspensjon av slam i sedimentasjonsbassengene i Bjørnegårdtunnelen ved påfylling (venstre) og resuspensjon av partikler ved tømning (høyre).

I en konvensjonell vannrenningsprosess ville det være mulig å gjøre sedimentering og partikkelfjerning mer effektivt. Tilsetning av koagulant fører til økning av partikkelstørrelse og dermed mye kortere sedimenteringstider [32]. Partikkelseparasjon kan forbedres ved å redusere avstanden partiklene må sedimentere seg ved å konstruere skråstilte plater eller rør i bassenget [239]. Dessverre forutsetter slike tiltak at vannet strømmer gjennom bassenget med konstant hastighet, noe som ikke er tilfellet i Bjørnegårdtunnelen. Slike løsninger kunne brukes for eksempel ved mobile renseanlegg, som beskrevet i kapittel 5.6.3. Konsekvensen ville være mye kortere sedimenteringstid, noe som kunne være positivt for å hindre mobilisering av organiske miljøgifter ved lange oppholdstider, slik det er observert i Bjørnegårdtunnelen. Under sedimentering økte de gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ PFAS, Σ BTH og Σ BTR. Dette kan skyldes utvasking fra partikler og dekkslitasjematerialer.

5.4.2 Posefilterer

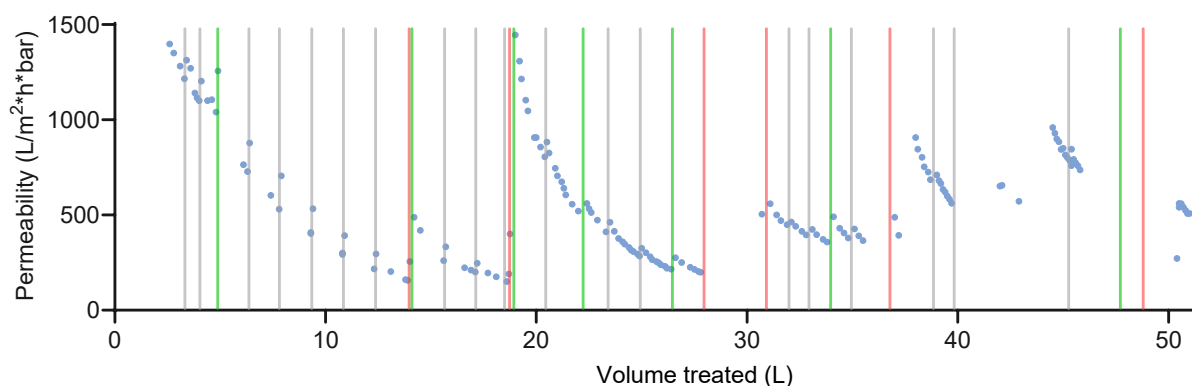
Posefilteret, som var standard sekundærrensing, var også et relativt enkelt oppsett. Etter 35 dagers sedimentering ble TVV automatisk pumpet fra sedimentasjonsbassenget og gjennom posefilteret. I løpet av filtreringen opplevde man at posefilteret ble fylt opp og gikk tett, noe som var en indikasjon på at partikler ble holdt tilbake i filteret. Etter 1,5 års testing, fra våren 2022 og fremover, ble posefilteret skiftet ut etter hver tømning av sedimentasjonsbassenget på grunn av tetting lenge før de nådde sin teoretiske kapasitet. Dette krevde at vedlikeholdspersonell fysisk måtte komme til tunnelen og bytte ut det brukte filteret med et nytt. Rask igjentetting skjedde til tross for de forholdsvis lave konsentrasjonene av turbiditet og suspendert stoff som ble observert etter sedimentering (som beskrevet i Publikasjon III, kapittel 4.2). Dette kan forklares med at de gjenværende partiklene har en liten partikkelstørrelse på 5 til 10 μm [238]. Slike partikler kan danne en tett filterkake, noe som fører til en rask økning i trykk i systemet. En annen forklaring kan være remobilisering av slam under drenering av bassenget. Ettersom det ikke ble observert noen ekstra renseseffekt ved posefiltrering etter sedimentering, kan det antas at litt større og lettere partikler fjernes ved posefiltrering. Derimot kan kolloidale partikler mindre enn 1 μm slippe gjennom maskene. Disse kan bidra mer til turbiditet og suspendert stoff enn større, lettere partikler, noe som kan forklare fraværet av forbedringer i vannkvaliteten. Både partikkelfjerning og tid til tetting av filteret kan forbedres ved å tilsette en koagulant. Dette ville føre til større aggregater som danner en mer porøs filterkake, noe som ville forbedre filterprestasjonen betydelig. Dessuten ville en slik tilnærming også fjerne den kolloidale partikkelfraksjonen. Koagulering ville forutsette doseringsutstyr, for eksempel doseringspumper og lagringstanker for koagulant. Siden mange koagulanter er veldig sure kunne dette medføre en del HMS-utfordringer i tunnelene det blir installert i. Likevel er koagulering en standard teknologi som brukes i veldig mange sammenheng.

Det ble ikke observert noen ekstra fjerning av oppløste forbindelser ved posefiltrering, noe som var forventet på grunn av at maskevidden er større enn $0,45\ \mu\text{m}$. Dette kan eventuelt forbedres ved å inkludere et adsorpsjonsmateriale i det siste posefilteret for å fange opp de oppløste forbindelsene i TVV, noe som ble testet for sporelementer og PAH av Paruch og Roseth [7, 8], der et posefilter ble fylt med en organisk sorbent for å fjerne oppløste forurensninger. De oppnådde en fjerning på $>51,3\ \%$ for sporelementer, med unntak av Ni ($17,6\ \%$) og Zn ($23,8\ \%$), og $67,1\ \%$ for ΣPAH .

I utgangspunktet skulle det være lett å overvåke tettingen i posefilteret. Det finns en trykkmåler rett før filteret som kan brukes til å overvåke eller evaluere driftssituasjonen. Per i dag blir det utløst en alarm når trykket oversiger et visst nivå og filteret er tett, noe som blir synlig på betjeningspanelet i tunnelen. Likevel skulle det være fullt mulig å bruke trykknivået til å finne ut av hvor fulle eller tette posene allerede er, og når posene bør skiftes, for eksempel etter overskridelse av et visst trykknivå.

5.4.3 Keramisk mikrofiltrering

Membranfilteret var den mest kompliserte rensemetoden å bruke. Først måtte den kobles til det sedimenterte vannet ved å bytte ventilposisjoner manuelt fra standardinnstillingene for posefiltrering. Siden membranmodulene ble oppbevart i vann fra springen mellom bruk, måtte membrantanken tømmes og fylles på nytt med TVV. Under bruk ble membranfilteret tilstoppet svært raskt, og permeabiliteten (Figur 5-4) og det transmembrane trykket (trans-membrane pressure, TMP) ble drastisk redusert i begynnelsen av kjøringene, sannsynligvis på grunn av fine partikler, oljeaktige forbindelser og DOC. Lufting som en fysisk strategi for å kontrollere begroing på membranen ble implementert, men det var vanskelig på grunn av såpen i TVV. Selv under et svært kort luftingsintervall ble det produsert store mengder skum, som til slutt vokste ut av membrankammeret. Regelmessig tilbakespyling med kun rensed vann (grå linjer i Figur 5-4) forbedret ikke membranytelsen nevneverdig, med bare små merkbare hopp i permeabiliteten, som ikke varte lenge. Kjemisk forbedret tilbakespyling (chemically enhanced back-wash, CEB, vist med grønne og røde linjer i Figur 5-4) viste en viss forbedring av membranytelsen. Ytelsen falt imidlertid raskt tilbake til tidligere nivåer sammenlignet med vanlig tilbakespyling. Dette kan tyde på at irreversibel begroing utgjør en stor del av begroingen på membranen i pilotrenseanlegget i Bjørnegårdtunnelen.

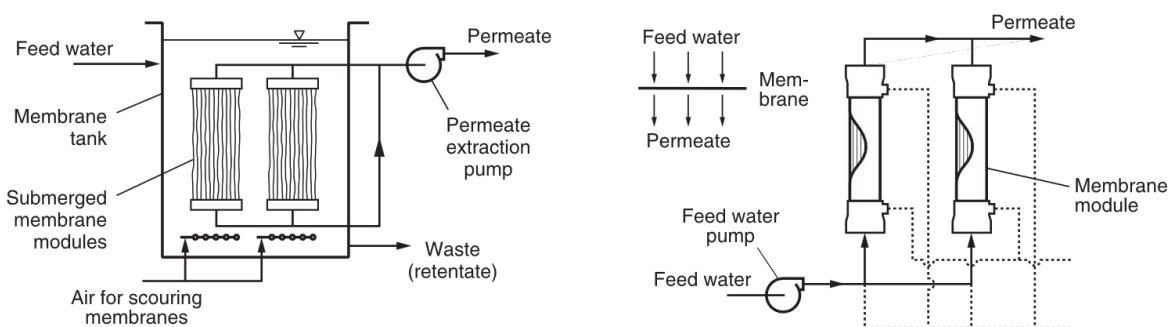


Figur 5-4: Eksempel på permeabilitetsverdier fra testperioden med den keramiske membranen i Bjørnegårdtunnelen. Grå linjer representerer tilbakespyling med vann, mens grønne og røde linjer representerer kjemisk forbedret tilbakespyling med henholdsvis base (NaOH) og syre (H_2SO_4).

Hyppig rengjøring av membranen var nødvendig. Under rengjøringssyklusene ble ikke vannet rensed. Derimot ble allerede rensed vann brukt til rengjøring av membranen. Nettovannproduksjonen fra membranriggen var derfor svært lav sammenlignet med de andre alternativene for sekundærrensing, som ikke hadde tilsvarende utfordringer.

Det fantes ikke mye erfaring om bruk av membran til rensing av TVV. Derfor ble det valgt en veldig konservativ løsning, at membranmoduler er nedsenket i en tank, og vannet blir dratt gjennom den ytre overflaten inn i membranen ved hjelp av vakuum. Dette er illustrert til venstre i Figur 5-5 for bruk av hullfibrermoduler, mens det var plater som ble brukt i prosjektet. En slik løsning tåler veldig høye konsentrasjoner av partikler og suspendert stoff. Dessuten er den veldig robust mot tilstopping på grunn av større partikler. Noen av ulempene er at returspylingen tar lengre tid fordi tanken må tømmes først, slik at membranen kan bli renses ordentlig, og så må tanken fylles igjen før filtreringen kan fortsette. Dette tar veldig lang tid og danner en del forurenset vann. Dette førte til en situasjon der membranriggen ikke var i filtrasjonsmodus over lengre perioder.

Under tilbakespylingen av membranmodulene passerer TVV forbi membranen i et overløpsrør og inn i det motsatte sedimentasjonsbassenget som TVV ble pumpet fra. Perioden for overløpasspassering varierte fra bare et par minutter til opptil en time. Dette er ikke optimalt av flere grunner. For det første må vannet som transporteres til det andre bassenget også renses, noe som krever at vedlikeholdspersonalet manuelt må bytte innløpsbasseng og utløpsrør frem og tilbake mellom de to sedimentasjonsbassengene. For det andre, hvis alt skulle skje i samme basseng, det vil si at overløpsvann fra membranen transporteres tilbake til det samme bassenget som det ble pumpet fra, ville det forstyrre sedimenteringsprosessen som allerede har blitt gjennomført, fordi de sedimenterte partiklene ville bli resuspendert i vannfasen. I et fremtidig oppsett bør pumpene som transporterer vannet fra sedimenteringsbassenget til membranen, stoppes hver gang tilbakespyling startes.



Figur 5-5: Illustrasjon av ulike membranoppsett. Til venstre: Nedsenkede membraner; til høyre: Oppsett med trykksatt dead-end-strømning (adaptert fra [240])

Erfaringene fra prosjekt viser nå at det ikke ville vært nødvendig med en nedsenket membran, siden partikkelkonsentrasjonene og -størrelsene var veldig lave i det sedimenterte vaskevannet. Derfor kunne man ha brukt en trykksatt membran, der vannet ledes inn i membranen og permeatet samles ved utsiden. Et slikt system er illustrert til høyre i Figur 5-5. Slike system er mye mer effektive, og enklere å tilbakespyle. For å beskytte slike membraner mot større partikler kunne man bruke enten et posefilter eller en sil med en åpning på for eksempel 50 μm . En typisk konfigurasjon i vannrensningsindustrien er dessuten å ha minst to individuelle membranrigger, der den ene membranen er i drift mens den andre vedlikeholdes [239]. Dette vil øke oppstartkostnadene, men ikke nødvendigvis driftskostnadene. Det er mulig å skreddersy membranen slik at den har egenskaper som motstår begroing og forbedrer membranens ytelse [39, 241]. Forbehandling med posefiltre har blitt brukt for å redusere partikkelmengde og organiske forbindelser før membranfiltrering [37]. Det finnes likevel lite litteratur om de økte kostnadene for filterinstallasjon og -vedlikehold sammenlignet med lavere vedlikeholdskostnader for membraner. Koagulering og flokkulering kan føre til at irreversibel begroing blir til et reversibelt kakelag på grunn av dannelsen av større flokker. Disse kan ikke trenge gjennom membranporene og er lettere å fjerne ved fysisk rengjøring [37]. NOM regnes som en av de viktigste forurensningene på membraner, og har blitt effektivt fjernet fra avløpsvann

ved hjelp av forbehandling med PAC, noe som har forbedret membranens levetid [242, 243]. Tilsetning av PAC ville også ha økt fjerning av oppløste miljøgifter, noe som kunne resultert i overlegen partikkelfjerning og samtidige lave konsentrasjoner av oppløste stoffer i utløpet. Noen studier fant imidlertid ingen reduksjon i begroing når PAC ble tilsatt drikkevannet før keramisk mikrofiltrering [244], så dette må testes nærmere. En kombinasjon av PAC og en celluloseacetatmikrofiltreringsenhet økte fjerningen av overflateaktive stoffer sammenlignet med bare PAC alene [245]. I tillegg har en kombinasjon av koaguleringsmidler og PAC vist seg å være effektiv for å forbedre membranytelsen og forhindre irreversibel begroing [246]. Tilsetning av PAC, koaguleringsmidler eller begge deler til det sedimenterte TVV vil kreve ekstra doseringsutstyr, kjemikalier og materialer, og en mikser for å sikre en homogen fordeling av kjemikaliene i hele bassenget. Dette vil øke membranens installasjons-, vedlikeholds- og strømforbrukskostnader. Et siste punkt for forbedringer er valg av rengjøringskjemikalier som er brukt ved CEB. Oksiderende kjemikaler, som for eksempel natriumhypokloritt (NaClO), har en bedre evne til å rengjøre membranoverflaten og porene i løpet av kortere tid. Lagring og bruk av slike kjemikalier vil føre til HMS-utfordringer i tunneler dette brukes i.

Det ble observert at ytelsen var bedre i starten av hver kjøring med membranen enn ved slutten av den siste kjøringen. Ettersom membranen ble vasket med og deretter oppbevart i vann fra springen etter hver test, kan resultatene tyde på at dette er en god måte å rengjøre og oppbevare membranen på.

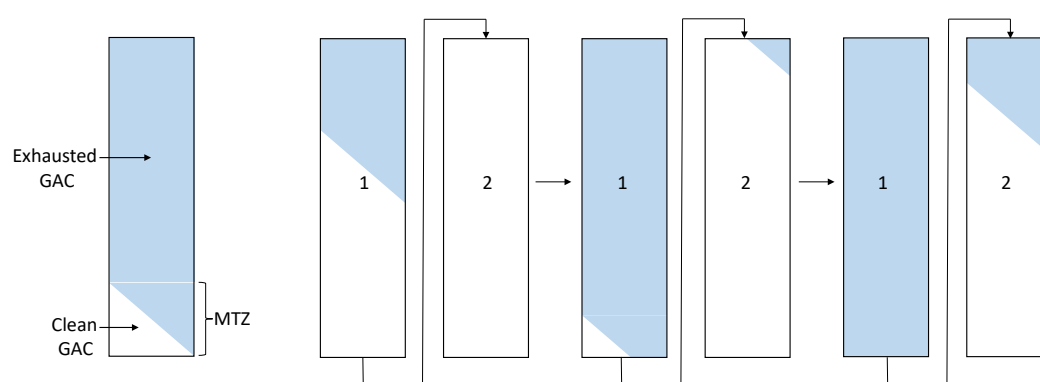
5.4.4 Adsorpsjon

GAC-filteret var veldig enkelt å kjøre. Sedimentert TVV ble automatisk pumpet fra bassenget og inn i toppen av en kolonne fylt med GAC. Det rensede vannet hadde et forhøyet innhold av DOC, og bruken av såpe bidrar nok mye til det. Dette DOC-innholdet vil konkurrere med organiske mikroforurensninger og oppta en betydelig del av GAC-overflaten, noe som raskt kan føre til dårligere rensekapasitet. På den annen side kan mikroforurensninger adsorbere til DOC, og gjennom denne DOC-en kan det øke fjerningen av flere forbindelser. Dette betyr at type og konsentrasjon av såpe kan ha en betydelig effekt på renseevnen og levetid av en slik sorpsjonsfilter, noe som burde undersøkes videre.

I konvensjonell vannrensing er adsorpsjon ofte brukt som et av de siste rensetrinnene, som et poleringstrinn. Da vil partikler og andre stoffer som fører til unødvendig tetting eller metning av adsorpsjonsfilteret, ha blitt fjernet ved bruk av for eksempel koagulering og filtrering. Siden GAC-filteret ble tilført vann med partikler, vil et slikt filter også fungere som et vanlig dybdefilter. Dette kan potensielt hindre adsorpsjonsprosessen og dermed fjerning av oppløste forbindelser. Det er et vanlig problem ved bruk av adsorbenter til vannrensing, at porene blokkeres slik at oppløste forbindelser ikke når de indre poreoverflatene, noe som reduserer kapasiteten til GAC-filteret. Ved å implementere et forfiltreringstrinn før GAC-kolonnen i Bjørnegårdtunnelen kan levetiden til GAC-materialet forbedres betydelig. Dette kan implementeres for eksempel ved bruk av koagulering kombinert med et posefilter, tilsvarende dagens oppsett, eller ved dybdefiltrering gjennom et annet medium, f.eks. sand. Som med posefiltersystemet må imidlertid installasjonskostnadene og hyppigheten av utskifting av posefilteret undersøkes, noe som vil øke de totale kostnadene for hele anlegget. Alternativt kan GAC-filteret tilbakespyles, noe som ikke ble testet i dette prosjektet. Ved tilbakespyling kan man fjerne partikler som er fanget i filteret, slik at porene blir frigjort og kan brukes til å fjerne forurensningen.

Siden det bare var én GAC-kolonne i rensepiloten, må GAC byttes ut mellom vaskingene når det oppstår et gjennombrudd, det vil si at sorpsjonskapasiteten er nesten brukt opp og konsentrasjon av miljøgifter i utløpet begynner å øke. Selv om et gjennombrudd er nådd, kan det fortsatt være GAC med en viss fjerningskapasitet igjen i kolonnen, ettersom gjennombruddet bare representerer

begynnelsen av masseoverføringssonen [247], som illustrert i Figur 5-6 **Error! Reference source not found.** I et slikt tilfellet kan det være lurt å installere to påfølgende GAC-filtre, noe som er vanlig i konvensjonell vannrensing [247]. Dette er for å utnytte alt GAC-materialet i kolonnen fullt ut, ettersom kapasiteten til materialet kan utnyttes helt før det må skiftes ut. Selv om kostnadene ved installasjon av adsorpsjonskolonnene vil øke, vil levetiden til hver enkelt kolonne forbedres, noe som reduserer de årlige vedlikeholdskostnadene (som vist i kapittel 5.5). Et annet hensyn ved implementering av en adsorpsjonskolonne for GAC er å gjøre utskiftingsprosessen så enkel som mulig. Det oppbrukte GAC-materialet bør kunne fjernes enkelt og effektivt, og det bør være mulig å pumpe ny GAC tilbake i kolonnen. Dette ville kanskje vært en enkel oppgave hvis renseanlegget var plassert utenfor tunnelen, men i flere tunneler er sedimenteringsbassenget plassert rett ved siden av tunnelens sentrum, med inngangen inne i tunnelen. I tillegg er sedimenteringsbassengene ofte plassert under veinivået i tunnelen, slik at TVV kan strømme til bassengene ved hjelp av tyngdekraften. Det er viktig å vurdere disse forholdene før man bestemmer seg for hvilke rensemetoder som skal innføres.



Figur 5-6: Illustrasjon av masseoverføringssone (MTZ) og hvordan to GAC-kolonner kan kombineres i serie for å utnytte alt materialet i hver kolonne, tilpasset fra Worch et al. [247].

I løpet av de første driftsårene (fra sommeren 2019 til vinteren 2022) ble filtermaterialet byttet ut én gang (november 2022). Det betyr at det tok omtrent 3,5 år før materialet var oppbrukt. Etter utskiftingen av GAC frigjorde det nye materialet dessuten betydelige mengder As til utløpsvannet, noe som ikke var et problem før utskiftingen. Tidligere erfaringer med regenerert GAC er at det kan lekke As, og potensielt andre forbindelser som ikke ble fjernet i tilstrekkelig grad under regenereringen, til avløpsvannet i de innledende stadiene av rensingen. En sterk økning etter rensing med ny GAC ble imidlertid bare observert for As av de parameterne som ble undersøkt i Bjørnegårdtunnelen.

Som nevnt ble det frigjort As i skadelige konsentrasjoner under den første tiden med nytt GAC-materiale. Utslipp av As bør unngås, og det finnes flere mulige alternativer for forbedringer. Et alternativ er å bytte ut GAC-typen som brukes, med en annen type som ikke frigjør As. Som beskrevet i Publikasjon IV (kapittel 4.3) ble imidlertid GAC vurdert som det beste alternativet av flere vanlige materialer for rensing av forurensat vann ved hjelp av adsorpsjon. For å redusere utvaskingen av As i starten, kan GAC eventuelt kondisjoneres eller vaskes. Dette vil imidlertid føre til en stor mengde vaskevann som kanskje må avhendes som avfall. Det anbefales derfor å ikke bruke denne type regenerert kull, og heller satse på ferskt kull. Det bør også gjennomføres utlekkingsforsøk før man satser på et nytt ukjent produkt.

5.5 Kostnadsaspekter ved sekundærrensing

Ved valg av rensesystem er det viktig å balansere renseeffektivitet med installasjons- og vedlikeholdskostnader. I Bjørnegårdtunnelen kostet posefilteret rundt 600 000 kroner da det ble installert i 2019 (Tabell 5), men de hyppige utskiftingene på grunn av tetting kostet 4 975 kroner per

tømming av sedimentasjonsbassenget, til sammen nesten 40 000 kroner årlig. Stålhusene til posefiltrene koster rundt 100 000 kroner per stykk, men ved å gå over til billigere materialer som PE kan installasjonskostnadene reduseres.

Tabell 5: Veldig grove estimater av installasjonskostnader, vedlikeholdskostnader, vedlikeholdsfrekvens og total kostnad etter 20 års drift (inkludert en inflasjonsrate på 3 %) for de tre ulike sekundærrenseanleggene i Bjørnegårdtunnelen. GAC = granulert aktivt kull.

Treatment	Installation cost (NOK)	Maintenance cost (NOK)	Maintenance frequency (per year)	Total cost after 20 years of operation (NOK)
Bag filter (steel housing)	700,000	4,975	8	1,769,500
Bag filter (PE housing)	400,000	4,975	8	1,469,500
Membrane filter	1,100,000	2,585*	1	1,169,500
GAC filter (single)	125,000	41,833	1	1,249,000

**Dette tallet inkluderer ikke strømforbruket til lufting av membranmodulene, pumping av vann under tilbakespyling og blanding av syre eller base i tilbakespylingsvannet under CEB.*

For membranfiltreringsenheten var installasjonskostnadene ca. 1 100 000 NOK, noe som er den høyeste av alle sekundærrensetrinnene. Dette er en flaskehals for kommersiell bruk av membraner i vann- og avløpsvannbehandling [39]. I tillegg ble det brukt syre og base under CEB for å rengjøre membranoverflatene, noe som, basert på permeabilitetsresultatene, så ut til å være nødvendig å utføre ofte for å opprettholde tilstrekkelig ytelse. Selv om membranfiltreringsenheten bare ble testet i en begrenset periode, kan det antas at syre og base bør skiftes ut én gang i året under reell drift, som nevnt i Tabell 5. I tillegg er det helse- og sikkerhetsmessig betenkelig å oppbevare og bruke syre og base i et lukket rom ved et TVV-renseanlegg. Som beskrevet i kapittel 5.4.3, var vannproduksjonen fra membranriggen lavere enn posefilteret eller adsorpsjonskolonnen på grunn av hyppig spyling. Dette er ikke tatt med i Tabell 5. Hvis membranen skulle produsere vann på samme nivå som de andre alternativene ville det har vært nødvendig med minst to separate enheter slik at en kan rense mens den andre spyler. I tillegg ville det kreves et større membranareal. Begge tiltakene ville øke kostandene til membranlegget signifikant.

Installasjonskostnaden for GAC-filteret var lavest av alle tre rensetrinnene, ca. 125 000 NOK (Tabell 5). Med maksimalt åtte vasker i året og et gjennomsnitt på fem dager (= 120 timer) for å tømme sedimentasjonsbassenget, går GAC-filteret 960 timer hvert år. Etter å ha vært i drift i ca. 500 timer ble GAC-filteret byttet ut i løpet av pilotforsøkene, noe som kostet 41 833 NOK (beregnet ut fra etterfylling med 1 000 liter GAC). Kostnadene inkluderer å bytte filtermateriale og å kjøre brukt materiale til avfallsdeponi (6400,-), kostnader for mannskap, sugebil og transportkostnader (20000,-), og nytt aktivt kull (35,- per kg GAC, 500 L GAC, total kostnad 17500,-). Varigheten av GAC-filterets driftstid ble imidlertid ikke registrert konsekvent, og de 500 timene er beheftet med betydelig usikkerhet. GAC-filteret ble også lagret i lengre perioder uten bruk, noe som ikke ville vært tilfelle hvis det var standardrensingen. For å gjøre et estimat antas det at GAC-filteret byttes ut årlig med dagens oppsett. Vedlikeholdskostnadene vil være 41 833 NOK hvert år, noe som er litt høyere enn for posefilteret. GAC regnes som et kostbart materiale og må deponeres som farlig avfall eller gjennomgå termisk eller kjemisk regenerering før det kan brukes på nytt. Dette tar tid og øker kostnadene, og derfor bør man undersøke alternativer som er rimeligere og kanskje har en enklere regenereringsmetode. Regenerert GAC, som allerede brukes i Bjørnegårdtunnelen, reduserer prisen på GAC. Basert på de sorpsjonsalternativene som ble testet i Publikasjon IV, var GAC det beste materialet av GAC, LECA + olivin, biokull og sand til å fjerne flere sporelementer, Σ PFAS, Σ BTH, Σ BTR og Σ BP. Likevel kan

rimeligere, ikke-kommersielle typer av GAC være gode alternativer, men disse bør testes før implementering.

Hvis man antar at rensetrinnene skal være operative i 20 år, kan det langsiktige aspektet av kostnadene beregnes (Tabell 5). I et 20-årsperspektiv vil de totale utgiftene for posefilteret komme opp i 1 769 500 NOK, noe som representerer den høyeste kostnaden av alle alternativene. Som nevnt vil en utskifting av huset til det mer økonomiske PE-alternativet redusere de totale kostnadene betydelig, til rundt 1 469 500 NOK. Til tross for den betydelige nyinvesteringen som kreves for membranfiltreringsenheten, er utskiftingskostnadene relativt lave, noe som gir en total kostnad på 1 169 500 NOK etter 20 års drift. Det er ikke garantert at membranen vil vare i 20 år, ettersom TVV er et ganske tøft miljø for membranoverflaten. Men på grunn av den ujevne driftstiden og muligheten for lagring i vann fra springen mellom bruk, er det sannsynlig at den kan vare så lenge. Totalkostnaden for GAC-filteret, inkludert den opprinnelige konstruksjonen og årlig utskifting av GAC, er anslått til ca. 1 249 000 NOK, noe som gjør det noe dyrere enn membranenheten. Hvis GAC-anlegget omfatter to etterfølgende filtre, kan levetiden for hvert filter forlenges før det må skiftes ut, i motsetning til scenarioet med ett enkelt filter. Hvis vedlikeholdsfrekvensen f.eks. kunne reduseres til en gang hvert 1,5 år, ville installasjonskostnadene være høyere med to filterkolonner i stedet for én, men de lavere vedlikeholdskostnadene ville gjøre dette til det billigste alternativet i et 20-årsperspektiv, med en total kostnad på 999 500 NOK.

Vedlikeholdskostnadene har noen store usikkerhetsaspekter. Spesielt, og ikke inkludert i de beregnede kostnadene, er strømforbruket som trengs for å drive de ulike rensemetodene. Alle rensetrinnene har et grunnleggende strømforbruk på grunn av pumpen som transporterer vann fra sedimenteringsbassenget. Mens posefiltrering og GAC-filtrering, slik de er konstruert i Bjørnegårdtunnelen i dag, ikke har noe ekstra strømforbruk, bruker membranen strøm til å luften membranmodulene, pumpe vann under tilbakespyling og blande syre eller base i vannet som brukes til tilbakespyling under CEB (for å nevne noe). Lufting er en svært energikrevende prosess, som vanligvis står for 60-70 % av energiforbruket til membranen [37]. Kjemisk membranrensing kan ofte være billig og effektivt. I Bjørnegårdtunnelen tok det imidlertid lang tid å fylle opp membrantanken, noe som førte til lang nedetid. Totalt sett vil dette øke vedlikeholdskostnadene for membranen. Hvis GAC-filtreringskolonnene må gjennomgå periodisk tilbakespyling, kan det føre til en økning i de totale utgiftene.

5.6 Fremtidige behandlingsstrategier

Forskningsspørsmål IV: Hvilke rensemetoder bør utforskes videre for fremtidig rensing av TVV?

5.6.1 Scenario 1: Stasjonære anlegg med sedimentering pluss trinn 2

Hva er det beste kompromisset for å oppgradere sedimentering som primærbehandling med en trinn 2, basert på tilstedeværelsen av metaller og organiske mikroforurensninger i skadelige konsentrasjoner?

Forskningsprosjektet undersøkte i hovedsak hvordan sedimentering, som i dag er standard primærrensing, kan utvides med et sekundærrensetrinn for oppløste miljøgifter. Med tanke på renseeffektiviteten, de praktiske erfaringene med renseanlegget og kostnadene ved oppsett og vedlikehold, anbefales videre utforskning av filtreringskolonne fylt med GAC for fremtidig rensing av TVV. Publikasjon II (kapittel 4.1) viste at de fleste sporelementene var knyttet til partikler, mens de fleste av de analyserte organiske forbindelsene ble funnet i den oppløste fraksjonen. Publikasjon III (kapittel 4.2) viste at en betydelig andel av de partikkelassosierte forurensningene, inkludert Al, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, Σ PAH, Σ PFAS og Σ BzP, ble effektivt fjernet under sedimentering. GAC-filtrering viste

seg å være viktig for å forbedre sedimenteringsprosessen ved å redusere organiske mikroforurensninger og biologiske effekter i TVV betydelig, og utkonkurrerte posefiltre og membraner når det gjaldt å forbedre DOC, oppløst As, Cr, Σ PFAS, Σ BTH, Σ BTR og Σ BPs. Resultatene var konsekvente til tross for variasjoner i TVV-kvalitet mellom vaskene. Selv om det finnes alternative sorpsjonsmaterialer, viste GAC seg å være det mest effektive sammenlignet med LECA HMR + olivin (Blueguard), biokull og sand i Publikasjon IV (kapittel 4.3), også ved fjerning av Cu og Zn. Rensing med GAC var dessuten et av de mest økonomiske alternativene med en levetid på 20 år. Selv om det er nødvendig med noe vedlikehold (blant annet utskifting av GAC), kan optimalisering av oppsettet forlenge intervallene mellom utskiftingene. Derfor anbefales en kombinasjon av primærsedimentering og sekundær rensing med GAC for fremtidig TVV-håndtering.

Det oppstår noen utfordringer ved bruk av GAC for rensing av TVV, ettersom det nåværende oppsettet i Bjørnegårdtunnelen viste økt pH og frigjøring av oppløst As i den første driftsperioden. Frigjøringen skyldes sannsynligvis at regenerert aktivt kull ble brukt, det vil si at kullet tidligere hadde blitt brukt til vannrensing, og at regenereringen etterpå ikke fjernet all As. En annen mulighet er at råmaterialet til kullet har vært As-holdig. Dette er viktig å forhindre, ettersom forhøyet pH og As-konsentrasjoner i vannet kan skade eksponerte organismer, spesielt i allerede sårbare resipienter. Den nåværende konfigurasjonen i Bjørnegårdtunnelen utnytter ikke GAC-materialet sine egenskaper fullt ut. Forbindelser har ulik affinitet for GAC, og når forbindelsen med lavest affinitet overskrider grenseverdiene, er det nødvendig å bytte ut GAC for å sikre utløpskvaliteten. Forbedring av oppsettet kan forbedre utnyttelsen av GAC. Det er også verdt å merke seg at visse forurensende stoffer fortsatt overskred de tilsvarende EQS-verdiene etter GAC-filtrering [18].

Både posefilter og membranfiltrering er ikke egentlig til å være sekundære rensetrinn for TVV. Posefilteret bidro lite til reduksjon av partikkelinnhold (turbiditet, suspendert stoff), som allerede var på lavere nivå etter sedimentering. Membranen derimot reduserte partikkelinnholdet til veldig lave nivåer, noe som i utgangspunktet er en fordel, men det skjedde på bekostning av hurtig tetting av membranen og mye vedlikehold ved bruk av kjemikaler og korte spyleintervaller. Dessuten hadde begge prosesser bare begrenset evne til å fjerne oppløste stoffer.

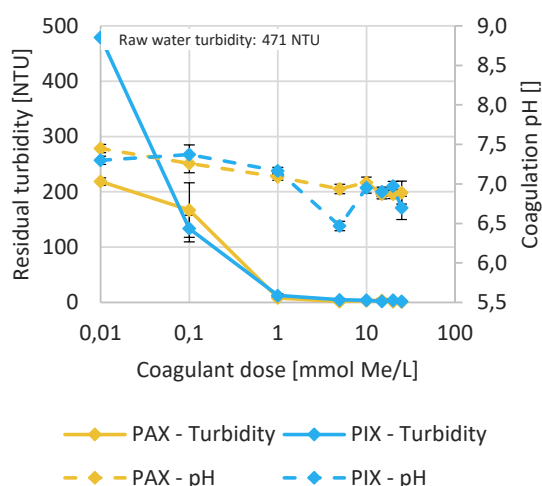
5.6.2 Scenario 2: Strengere rensekraft – mot mer konvensjonell vannrensing

Hva kan gjøres hvis sedimentering sammen med et sekundært rensetrinn ikke er tilstrekkelig for å oppfylle (fremtidige) rensekraft?

Dagens rensepraksis er basert på tilstedeværelsen av et sedimentasjonsbasseng, som også kunne omtales som et litt mer avansert lagringsbasseng. Et slikt basseng må ofte etableres likevel, fordi det må være en barriere mellom tunnelen og miljøet i tilfellet ulykker, brann osv. Da er det nærliggende å utvide sedimentering med et sekundært rensetrinn som skal fjerne oppløste stoffer. Denne rapporten indikerer at dette kan være en mulig tilnærming, men det finnes en del begrensninger. Sedimenteringsbassengene fungerer ikke perfekt, og vannkvaliteten i utløpet er fortsatt krevende for et påfølgende sekundært rensetrinn. Vannkvaliteten er mer kompleks enn antatt, med en blanding av mange ulike typer forurensninger som har ulike egenskaper. Det er derfor vanskelig å fjerne alle forbindelsene i ett eller to rensetrinn. Bruken av såpe bidrar til mobilisering av miljøgifter og reduserer sorpsjonskapasitet. Konsentrasjonen av mange miljøgifter blir redusert til tilstrekkelig nivå, men det gjelder ikke alle og det skjer ikke konsekvent fordi vannkvaliteten i utløpet varierer. Resultatene fra pilotanlegget i Bjørnegårdtunnelen anses derfor som et slags kompromiss, som er basert på dagens løsninger og hvordan de kan utvides og forbedres. Denne type tilnærming vil ha en del begrensninger, og man må eventuelt inn med mye innsats for å forbedre vannkvaliteten enda mer, dersom nye

grenseverdier og strengere krav blir satt. Da kan kunnskap fra konvensjonell vannrensing være til hjelp. De følgende eksemplene er ment som eksempler på hva som kan oppnås.

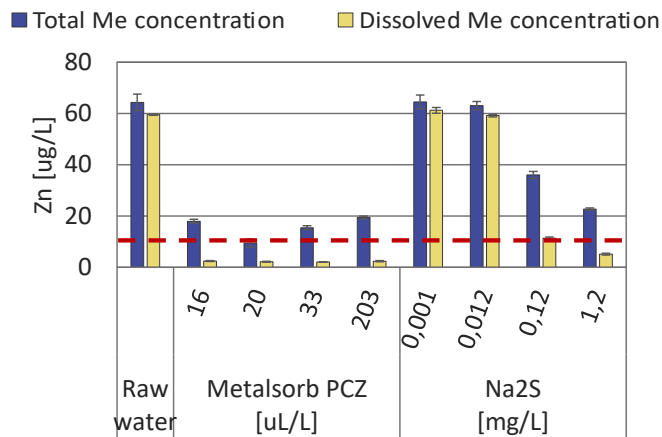
Laboratorieforsøk gjennomført i NFR prosjektet Treatment of Road Water from Tunnel Washing and Run-Off (TreatRW, NFR 303712) viste at partikkelfjerningen kan forbedres dramatisk ved bruk av koagulering. Et eksempel på resultater er vist i Figur 5-7, hvor vaskevann fra Vålerengtunnelen ble rensset med to koagulanter, jernklorid (PIX) og polymerisert aluminiumklorid (PAX). Mindre partikler og kolloider blir omgjort til større fnokker, som kan sedimentere fullstendig i løpet av 20 minutter og resulterer i en turbiditet på rundt 1 NTU. Dette nivået er mye lavere enn det som vanligvis observeres i felt etter flere ukers sedimentering, men uten tilsetning av koagulant. Vannet inneholder bare svært lave konsentrasjoner av partikkelbundne miljøgifter etter sedimentering. Kolloider, som slike stoffer normalt er forbundet med, fjernes effektivt. Slikt vann vil være mye bedre egnet for videre etterbehandling med sikte på å fjerne oppløste forbindelser. Basert på observasjoner under forsøkene burde det være fullt mulig å redusere sedimentasjonstiden ytterligere, siden separasjonen var svært god under optimaliserte koaguleringsbetingelser, som ble funnet å ligge i området 1 til 10 mmol Me/L. Forlenget sedimentasjonstid viste ingen fordeler med hensyn til partikkel- eller metallfjerning og bør ikke undersøkes videre. Aktiv pH-justering var ikke nødvendig i denne studien, siden pH-verdien holdt seg i et optimalt område etter tilsetning av koaguleringsmiddel.



Figur 5-7: Restturbiditet etter 20 minutter sedimentering og endring av pH i TVV fra Vålerengtunnelen, avhengig av koagulantdose og -type.

Som beskrevet i kapittel 5.4 vil det være vanskelig å iverksette koagulering ved dagens sedimenteringsbasseng. Dette fordi det kreves kontrollert vannføring, noe som man ikke har under en tunnelvask, og det vil nok alltid være behov for et slags oppsamlingsbasseng. Fra det bassenget kan man pumpe vannet inn i et koaguleringsstrinn, fulgt av et kompakt sedimenteringsstrinn som bruker lameller, eller eventuelt en annen type filter. Dette vil føre til mye bedre vannkvalitet for eventuelle påfølgende rensetrinn, og et mye mer konsentrert slam som har gode separasjonsegenskaper.

Videre ble det gjennomført forsøk for å fjerne metaller gjennom utfelling som sulfitt, etter tilsetning av ulike typer fellingsmiddel. I Figur 5-8 kan man tydelig se at veldig lave oppløste metallkonsentrasjoner kan bli oppnådd ved bruk av denne metoden, selv om metallinnholdet i råvannet er høyt. Sulfidutfelling kan være svært effektivt når det gjelder å redusere konsentrasjoner av oppløste metaller til svært lave nivåer, godt under miljøkvalitetsnormen for god vannkvalitet. Dette kan oppnås til tross for tilstedeværelsen av såpe, som har en mobiliserende effekt på mange metaller.



Figur 5-8: Konsentrasjoner av total og oppløst sink, avhengig av fellingskjemikaliedose og -type (den stiplede røde linjen representerer grensen for god vannkvalitet).

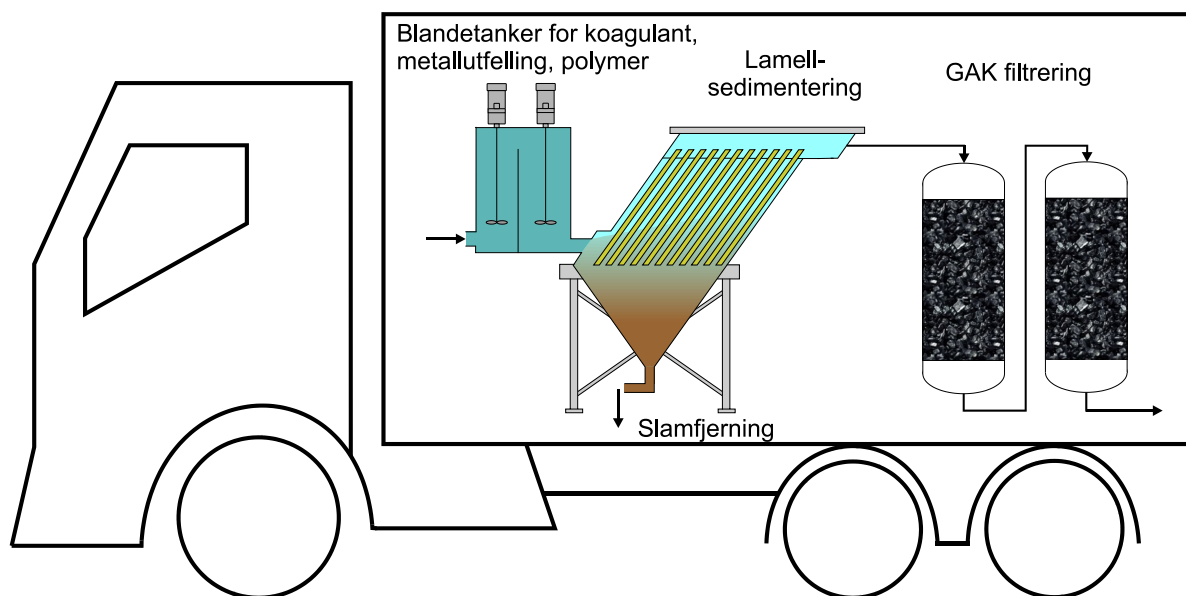
Utfelling av partikler og metaller kan med fordel kombineres i ett rensetrinn. Det rensede vannet vil være fritt for partikler og metaller, og vil være godt egnet for en endelig fjerning av organiske miljøgifter ved hjelp av adsorpsjon.

5.6.3 Scenario 3: Mobile løsninger

Er stasjonær rensing ved hver tunnel den beste løsningen, eller bør mobile løsninger vurderes?

Det kan antas at mer konvensjonelle renseløsninger er mer effektive og kostnadseffektive i det lange løp, på grunn av stabil renseeffektivitet, bedre utløpsvannkvalitet, mindre avfallsproduksjon og enklere drift og vedlikehold. Hvordan kan slike behandlingsmetoder etableres på en bærekraftig måte? Med tanke på de relativt små volumene av TVV sammenlignet med for eksempel avløpsvann, og den periodiske forekomsten, kan mobile og modulære renseløsninger være et logisk skritt i stedet for å installere mange løsninger i tunneler som bare er i drift en liten del av levetiden. Drift og vedlikehold av renseanleggene kan utføres enklere, mer systematisk og hvor som helst, uten begrensninger vanlige installasjoner har. Mobile anlegg kan flyttes mellom tunneler for å renses TVV etter behov.

Diskusjonen i kapittel 5.6.2 kan være et bra utgangspunkt til å velge egnede rensesprosesser, og Figur 5-9 viser en skisse av en mulig utforming for et slikt anlegg. Først er det mulig å tilsette et koaguleringsmiddel eller polymer, eller kjemikalier for utfelling av metaller. Deretter følger en kompakt sedimenteringsprosess for fjerning av partikler. En slik behandling vil muliggjøre effektiv fjerning av fine partikler, for eksempel fra dekkslitasje, og metallkonsentrasjonene kan bringes ned til svært lave nivåer. Til slutt er det et filtreringstrinn med granulert aktivt kull for effektiv fjerning av organiske mikroforurensninger og biologiske effekter. Dessuten har Vik et al. [248] undersøkt ulike renseteknologier som kan tilpasses et mobilt renseanlegg, blant annet koagulering, flokkulering og adsorpsjon. Denne tilnærmingen tar begrenset plass sammenlignet med stasjonære løsninger, renser vann fra flere tunneler og kan modifiseres for å håndtere skiftende prioriteringer for fjerning av forurensende stoffer [248]. Et alternativ er å utelate den vanlige sedimenteringsprosessen ved å overføre vannet direkte til en mobil tank med tilsetning av koaguleringsmiddel for forbedret sedimentering før videre behandling, noe som reduserer rensesiden fra uker til dager og senker installasjonskostnadene. Et annet alternativ er et sentralisert renseanlegg som mottar TVV fra flere tunneler før eller etter sedimentering. Dette gjøres i Ekeberg tunnelen, der TVV fra fire tunneler samles i ett sedimentasjonsbasseng, men uten sekundærrensing [3]. Dette kan gi mulighet for langvarig, kontinuerlig sekundærrensing i stedet for periodiske, kortere operasjoner.



Figur 5-9: Skisse av et mulig design for mobil rensing, bestående av en mulighet for kjemisk utfelling av partikler og metaller, etterfulgt av et kompakt sedimenteringstrinn, og polering med granulert aktivt kull (GAK).

5.6.4 Scenario 4: Oppgraderte avløpsrenseanlegg

TVV oppstår i forholdsvis begrenset omfang. Da er det absolutt mulig å samle opp vaskevannet og kjøre det med tankbil til nærmeste avløpsrenseanlegg hvis tunnelene ikke er for langt ut i distriktene. Rensingen ville da skje sammen med kommunalt avløpsvann. En slik tilnærming kunne ha økonomiske fordeler, men vil være problematiske ut fra et miljøstandpunkt. Avløpsrenseanleggene i Norge er foreløpig ikke bygd for rensing av organiske mikroforurensinger, og mange av forbindelsene i TVV ville bare passere anlegget og ende opp i resipienten likevel. Dette kan se annerledes ut i framtiden, når en del renseanlegg vil bli utstyrt med kvartærrensing. Likevel er det lite sannsynlig at dette blir en vei framover, for eksempel på grunn av stadig strengere påslippskrav til spillvannsnettet. Det er heller ikke umulig at større mengder tunnelvaskevann vil skape utfordringer ved renseanleggene.

5.6.5 Regulatoriske aspekter ved TVV-behandling

Regelverket dikterer til en viss grad hvilken renseteknologi som er tilstrekkelig for rensing av TVV. Hvis utslippstillatelsene kun fokuserer på sporelementer, vil en renseteknologi med høy effektivitet for fjerning av sporelementer være det foretrukne valget. Som observert i Publikasjon III (kapittel 4.2), kunne sedimentering anses som godt nok hvis fjerning av partikler var det eneste kriteriet. Men som vi har sett i dette prosjektet, har de ulike renseteknologiene ulike styrker og begrensninger avhengig av hvilke forbindelser som skal fjernes. Renseteknologiene må tilpasses den utvidede listen over regulerte forbindelser.

For å sikre at skadelig TVV ikke slippes ut i miljøet, anbefales det å utvide listen over forbindelser i utslippstillatelsene med en del organiske miljøgifter, som er tydelig underrepresentert i tillatelsene i dag. Stoffene som burde legges til er noen BTH (for eksempel 2-OH-BTH) og BTR, for eksempel TTR, som ble funnet i prøver fra alle tunnelvaskene, og som er knyttet til høy miljørisiko. Stoffene er mye brukt og lekker for eksempel ut fra dekkpartikler. Dessuten kunne det være nødvendig å inkludere PMT-forbindelsene som er nevnt tidligere i rapporten, og PFAS-forbindelser som inngår i summen av PFOA-ekvivalenter. Videre anbefales det å inkludere bioanalytiske verktøy i overvåkingen av TVV, da dette kan bidra til kunnskap om den samlede toksisiteten i prøven uten å måtte analysere et stort

antall enkeltforbindelser og ha EQS-verdier for alle enkeltforurensninger. I fremtiden må denne forskriftslisten holdes oppdatert for å gjenspeile ny kunnskap om problematiske forbindelser i TVV.

6 Konklusjon

Dette prosjektet hadde som mål å undersøke vannkvalitet i TVV ved å analysere for sporelementer, organiske mikroforurensninger og biologiske effekter, for å finne ut hvilke stoffer som utgjør den største risikoen for miljøet og hvilke effekter disse forbindelsene har samlet sett. Forskningsspørsmålene som ble stilt for dette prosjektet, og hvordan de ble løst gjennom det utførte arbeidet, er beskrevet nedenfor.

Forskningsspørsmål 1: Hvilke miljøgifter finnes i TVV, og hvordan fordeler de seg mellom å være bundet til partikler og å være til stede som oppløste stoffer i vannfasen? Hvilke stoffer er mest miljørelevante?

I tillegg til kjente stoffer i TVV som sporelementer og PAH, ble det funnet en rekke organiske forurensninger i miljørelevante konsentrasjoner. Disse inkluderte fire kortkjedede og 17 langkjedede PFAS-er, tre BTH-er, seks BTR-er, fire BP-er og fire BzP-er. Mange av de påviste stoffene er kjent som tilsetningsstoffer til bildekk eller plast, UV-filtre eller korrosjonshemmere, mens for andre er det utfordrende å finne en direkte sammenheng mellom deres tilstedeværelse og trafikk.

Forbindelsene med høyest miljørisiko var ikke metaller som for eksempel Cu og Zn, men organiske forbindelser som 2-OH-BTH og 2-NH₂-BTH (BTH-forbindelser) og TTR (BTR-forbindelse). Disse forbindelsene ble funnet i nesten alle prøver etter alle vaskene, og var til stede i konsentrasjoner som var 100 til mer enn 1000 ganger høyere enn den forutsagte konsentrasjon uten effekt (Engelsk: Predicted no-effect concentration, PNEC). I tillegg ble det funnet BaP, BgP, FLT (PAH-forbindelser) og PFOS (PFAS-forbindelse) i miljørelevante konsentrasjoner, men de ble ikke påvist etter alle vasker.

15 av forbindelsene som ble påvist i TVV i denne studien ble kategorisert som PMT-stoffer med høy PMT-score, noe som vil si at disse forbindelsene er spesielt bekymringsverdige. Av disse 15 forbindelsene er 11 ikke regulert i dagens utslippstillatelser, deriblant flere PFAS-er. I tillegg er 13 forbindelser kategorisert som PMT, hvorav fem er ikke regulert.

De fleste sporelementene ble funnet i de høyeste konsentrasjonene i partikkelfraksjonen. Al, Cr, Fe og Pb er alle kjent for å ha lav løselighet i pH-området i TVV, noe som fører til at de felles ut. Andre sporelementer, som As, Cu og Zn, varierte mer mellom å være bundet til partikler og oppløst. Av de organiske stoffene ble PAH hovedsakelig funnet bundet til partikler, men det ble observert en tendens til at den oppløste fraksjonen inneholdt en betydelig mengde PAH med lav molekylvekt. Når det gjelder de andre organiske mikroforurensningsklassene (PFAS, BTH, BTR, BP og BzP), ble de største konsentrasjonene påvist i den oppløste fraksjonen av TVV. Selv langkjedede PFAS, som vanligvis regnes for å være assosiert med partikler, ble funnet i høyere konsentrasjoner i den oppløste delen av prøvene. Det kan være en hypotese at såpen som ble brukt til å vaske tunnelen, har ført til oppløsning av enkelte forbindelser som vanligvis er mindre løselige. Dette ble imidlertid ikke undersøkt nærmere i dette prosjektet.

Det ble påvist mange ulike uorganiske og organiske miljøgifter i konsentrasjoner som utgjør en høy miljørisiko, for eksempel metaller, benzothiazoler (BTH), benzotriazoler (BTR), per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Miljøgiftene kommer fra ulike kilder, gjennom for eksempel som utlekking fra dekkpartikler.

Mange av stoffene er hovedsakelig til stede i oppløst form, og kan spre seg lett i miljøet, er vanskelige å bryte ned og er giftig. Bare fokus på metaller og PAH i utslippstillatelser er ikke lenger holdbart.

Forskningsspørsmål 2: Hvordan er de nåværende nivåene av miljøgifter i TVV sammenlignet med andre matrikser?

I denne studien ble det observert at sporelementer var til stede i konsentrasjoner i den nedre delen av spekteret til TVV fra andre tunneler, med konsentrasjoner tilsvarende eller lavere enn i avrenning fra vei i dagen. Videre viste det seg at flere PAH-er, PFAS-er, BTH-er og BTR-er var til stede i høyere konsentrasjoner enn rapportert i gatefeiling, urban avrenning, avløpsrenseanlegg og snø. Når det gjelder BP-er, var konsentrasjonene i TVV ikke signifikant høyere enn i avrenning fra veier i dagen eller kommunalt avløpsvann. For BzP var konsentrasjonene i TVV betydelig lavere enn i avrenning fra veier i dagen, kommunalt avløpsvann og til og med elve- og sjøvann. Dette kan tyde på at en av kildene til BzP-er i TVV er vannet som brukes til å vaske Bjørnegårdstunnelen.

Forskningsspørsmål 3: Hvor godt reduserer ulike rensemetoder partikkelbunden forurensning, oppløst forurensning og biologiske effekter i TVV?

Under rensing av TVV med pilotrenseanlegget i Bjørnegårdstunnelen ble det observert en høy partikkelreduksjon allerede under sedimenteringsperioden. Sammen med partiklene ble det observert mer enn 70 % rensing av partikkelbundet Al, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb og Zn. As, Cu og Zn overskred imidlertid fortsatt EUs grenseverdier for god vannkvalitet i overflatevann etter sedimenteringen. I tillegg ble det ikke observert noen vesentlig forbedring under sedimentering for de organiske mikroforurensningene, spesielt i den oppløste fraksjonen. Det kan derfor konkluderes med at sedimentering ikke er tilstrekkelig rensing for TVV før utslipp til miljøet.

Ingen av de sekundære rensetrinnene som ble undersøkt, det vil si posefiltrering, mikrofiltrering og GAC-filtrering, hadde noen vesentlig forbedringseffekt på de allerede forholdsvis lave partikkelassosierte sporelementene eller organiske mikroforurensningene etter sedimentering. Det ble observert en ytterligere forbedring av turbiditeten etter membranfiltrering, noe som indikerer at enda finere partikler ble fjernet enn ved sedimenteringsprosessen og posefiltrering.

Når det gjelder oppløste forurensninger, ble den største forbedringen observert etter GAC-filtrering, med en gjennomsnittlig fjerning på ca. 69 % for DOC, mer enn 90 % for oppløste PFAS-er, BTH-er, BTR-er og ca. 74 % for BzP-er. I tillegg ble det observert en reduksjon av biologiske effekter fra forbindelser i den oppløste fraksjonen etter GAC-filtrering til nær eller under de foreslåtte EBT-verdiene. Konsentrasjonene av As, Cu, Zn, NAP og BaP oversteg likevel EQS-verdiene for god vannkvalitet, og summen av PFOA-ekvivalenter oversteg den foreslåtte grensen på 0,0044 µg/L, noe som indikerer at det er behov for ytterligere forbedringer av GAC-filtreringsprosessen ved renseanlegget. I supplerende laboratorieforsøk viste GAC det høyeste fjerningspotensialet av de ulike adsorbentene som ble testet. Over 70 % fjerning ble konsekvent observert under forsøket for Cu, Zn, ΣPFAS, ΣBTH, ΣBTR og ΣBP. I likhet med feltekspementene reduserte GAC-filtreringen de biologiske effektene av stoffene i TVV til nær eller under de foreslåtte EBT-verdiene. De andre undersøkte filtermaterialer, LECA HMR, olivin (Blueguard), biokull og sand, hadde veldig begrenset effekt på fjerning på organiske forbindelser, og var mindre effektive til å fjerne sporelementer.

Filtrering gjennom granulert aktivt karbon ble vurdert som best egnet som sekundærrensing for TVV etter sedimentering. Denne rensemetoden var den eneste som reduserte både uorganiske og organiske forurensninger betydelig, og er samtidig en kostnadseffektiv løsning og forholdsvis lett å implementere og drifte. Det burde likevel nevnes at terskelverdier for god

vannkvalitet ble ikke oppnådd for alle forbindelser, men at løsningen kunne være et godt kompromiss.

Løsninger som bare fokuserer på fjerning av metaller bør unngås. En slik tilnærming tar ikke hensyn til den samlede miljørisikoen av både organiske og uorganiske miljøgifter i TVV.

Forskningsspørsmål 4: Hvilke renseteknologier bør utforskes videre for fremtidig rensing av TVV?

Regelverket dikterer til en viss grad hvilken renseteknologi som er tilstrekkelig for TVV-rensing. Hvis utslippstillatelsene kun fokuserer på sporelementer, vil en renseteknologi med høy effektivitet for fjerning av sporelementer være det foretrukne valget. Rapporten viser derimot at organiske miljøgifter også må settes søkelys på. Å kombinere dagens sedimentering som primærrensing med GAC-filtrering som sekundærrensing burde derfor utforskes videre for fremtidig rensing av TVV. Denne kombinasjonen har vært det beste kompromisset for fjerning av både sporelementer, organiske miljøgifter og biologiske effekter, selv om vannkvaliteten ved utløpet oversteg noen grenser for god vannkvalitet. Miljøfaren fra de fleste organiske forurensingene og sporelementene ble vesentlig redusert. Prosessen er forholdsvis enkel å sette opp og kostnadene er sammenlignbare med andre løsninger. Arbeidet ved Bjørnegårdstunnelen har også avdekket muligheter for forbedringer. Det anbefales at både utformingen av sedimentasjonsbassenget og GAC-kolonnen forbedres, noe som vil kunne forbedre vannkvaliteten som oppnås ved rensing.

Skulle rensekravene bli enda strengere i framtiden, eller hvis det konkluderes med at dagens sedimentering kombinert med et sekundært rensetrinn ikke er tilstrekkelig, så har man mulighet til å orientere seg mer mot konvensjonell vannrensing (kapittel 5.6). Ved bruk av metoder som koagulering og flokkulering kan partikkelinnholdet i TVV reduseres ned til lave nivåer i løpet av noen minutter. En slik prosess kan kombineres med utfelling av metaller. Lavt partikkel- og metallinnhold vil være fordelaktig vannkvalitet for å gå videre med et avsluttende poleringstrinn som GAC-filtrering, som kan fjerne organiske miljøgifter. Dette kan føre til god vannkvalitet, men også mer konsentrert avfall som vil være enklere å håndtere. Alle de prosessene kan innlemmes i mobile renseanlegg, som kunne kjøre rundt og rense vannet fra flere tunneler. Dette kan være mer effektivt enn å bygge mange renseanlegg i flere tunneler, som ikke er i drift mesteparten av året. Slike anlegg kan man vedlikeholde hvor som helst, uten begrensinger som man eventuelt har i eller rundt en tunnel.

Filtrering ved hjelp av granulært aktivt kull er best egnet til å supplere dagens standard primærrensing (sedimentering). Kombinasjonen reduserer innhold av partikler, uorganiske og organiske miljøgifter, og biologiske effekter. Likevel er samspillet mellom rensetrinnene ikke optimalt, noe som kan bidra til forringet effektivitet og vannkvalitet.

Dette kunne forbedres ved bruk av mer konvensjonell vannrensing, for eksempel kjemisk felling. En slik tilnærming kan bli relevant hvis rensekravene blir strengere eller hvis rensingen skal skje fortere, for eksempel i mobile renseløsninger.

Standardiserte mobile renseløsninger bør vurderes, fordi slike løsninger kan flyttes fra sted til sted, noe som gjør at de kan være i drift 24/7 og vedlikehold kan foregå hvor som helst. Stasjonære renseløsninger plassert ved hver tunnel er bare i drift en veldig begrenset periode av året, noe som ikke er veldig effektivt. Færre mobile renseanlegg kan erstatte flere stasjonære anlegg.

Hva skal gjøres, hvis usikkerheten rundt risikoen skal hensyntas og føre-var-prinsippet ivaretas?

Med mer data og forbedret forskning, og generelt et ønske om å redusere menneskelig forurensningspåvirkning på naturen, vil det mest sannsynlig bli strengere reguleringer av utslipp av TVV i fremtiden. Da vil det være mulighet for at tillatte konsentrasjoner vil bli lavere og antall forbindelser som reguleres øker. Et eksempel er PFAS-stoffer. PFOA og PFOS er inkludert i Miljødirektoratets utslippstillatelser, men disse stoffene har relativt lange karbonkjeder og er stort sett erstattet av forbindelser med kortere karbonkjeder. PFPeA og PFBS er eksempler på slike mindre forbindelser. Fordelen med disse stoffene er at de er ofte mindre giftige for eksponerte organismer sammenlignet med forbindelsene med lengre karbonkjeder. Problemet er at forbindelser med lengre kjeder kan brytes ned til stoffene med kortere kjeder, noe som gjør den totale mengden av kortkjedede stoffer i naturen mye større. PFPeA og PFBS ble funnet i høyere konsentrasjoner enn PFOS og PFOA i TVV fra Bjørnegårdtunnelen. Det bør derfor være et fokus på å fjerne også kortkjedede PFAS-forbindelser fra tunnelvaskevann. Resultatene i denne rapporten indikerer at aktivt kull kan ha en god renseseffekt på de uregulerte stoffklassene (PFAS, bisfenol, benzothiazoler og benzotriazoler).

I tillegg ble flere forbindelser funnet i høye konsentrasjoner i partikkelfraksjonen av tunnelvaskevann. Selv om partikkelfraksjonen generelt er ansett som mindre biotilgjengelig for utsatte organismer og gjør forurensninger mindre mobile så kan endringer i vannkjemien føre til en frigjøring av disse stoffene fra partiklene og ut i oppløst fase. Basert på resultatene i denne rapporten er adsorpsjonsfilteret ikke alltid nok for å redusere mengden partikulære forurensninger, her vil forbedret posefiltrering eller membranfiltrering kunne føre til en bedre renseseffekt.

For å sikre at skadelig TVV ikke slippes ut i miljøet, anbefales det å utvide listen over forbindelser i utslippstillatelsene med en del organiske miljøgifter, som er tydelig underrepresentert i tillatelsene i dag. Stoffene som burde legges til er noen BTH (for eksempel 2-OH-BTH) og BTR, for eksempel TTR, som ble funnet i prøver fra alle vask, og som er knyttet til høy miljørisiko. Stoffene er mye brukt og lekker for eksempel ut fra dekkpartikler. Dessuten kunne det være nødvendig å inkludere noen av PMT-forbindelsene som er nevnt tidligere, og noen PFAS-forbindelsene som inngår i summen av PFOA-ekvivalenter. Tillatelsene burde holdes oppdatert for å gjenspeile ny kunnskap om problematiske forbindelser i TVV.

Videre anbefales det å inkludere bioanalytiske verktøy i overvåkingen av TVV, da dette kan bidra til kunnskap om den samlede toksisiteten i vannet uten å måtte analysere et stort antall enkeltforbindelser, og uten å ha EQS-verdier for alle enkeltforurensninger.

6.1 Fremtidig arbeid

Selv om dette prosjektet har gitt svar på flere spørsmål om TVV, er det fortsatt aspekter som det vil være interessant og nødvendig å undersøke i fremtiden. For det første er effekten av såpe fortsatt i stor grad ukjent. Det er gjort en del forskning på effekten av såpe på sporelementer i TVV. Det er imidlertid ikke funnet noen grundige undersøkelser av såpens effekt på organiske mikroforurensninger i TVV. Ettersom mange av de undersøkte stoffene har egenskaper som gjør dem løselige i TVV, var det uventet å observere f.eks. langkjedede PFAS-er i den oppløste fraksjonen. Videre undersøkelser av TVV fra vask med og uten såpe vil kunne avdekke forskjeller i fordelingen og oppførselen til flere av forbindelsene.

I dette prosjektet ble det testet ut bruk av bioanalytiske verktøy for å evaluere effekten av de ulike rensemetodene for TVV. Det ble imidlertid bare gjort for to vasker, og det dekket ikke ulike årstider

eller vann uten såpe. For fremtidig forskning på TVV vil det derfor være av stor interesse å fortsette å bruke bioassays for å evaluere kvaliteten til TVV og inkludere flere endepunkter for å undersøke om andre typer effekter kan oppstå som følge av eksponering for TVV.

Som nevnt i kapittel 1.3 om begrensningene for dette prosjektet, er mikroplast også en økende bekymring for miljøet, og nyere publikasjoner har vist en betydelig forekomst av mikroplast i TVV fra trafikkrelaterte kilder. Selv om reduksjonen av partikler som ble observert i dette prosjektet, kan tyde på at membranfiltrering vil være effektivt for fjerning av mikroplast, ville det likevel vært interessant å undersøke hvordan andre rensemetoder kan fjerne mikroplast fra TVV. Andre stoffer som peker seg ut som problematiske i veipåvirket miljø, er 6PPD-kinon og benzotiazol-2-sulfonsyre, som begge er kjent for å frigjøres fra dekkslitasjepartikler. En utvidelse av listen over analyserte kjemikalier vil øke kunnskapen ytterligere om innholdet i TVV.

Til slutt er det fortsatt rom for forbedringer i de testede rensemetodene. For å oppsummere kan sedimenteringsbassengets konstruksjon optimaliseres, posefilteret kunne vært fylt med sorbent, membranfiltreringspiloten kunne vært installert med flere andre konfigurasjoner, og GAC-kolonnen kunne kjøres motsatt vei (up-flow-modus) eller ha to påfølgende GAC-kolonner på rad. Alternativt kan rensingen gjøres i et mobilt oppsett, noe som gir kostnadsreduksjon, forbedret effektivitet og mindre nedetid. Det foreslås at disse aspektene undersøkes nærmere i fremtiden.

7 Publikasjoner

Liste med alle publikasjoner som ble laget innenfor prosjektet, masteroppgaver, vitenskapelige artikler og PhD-avhandling.

7.1 Tidsskriftartikler

Publikasjon I

Vistnes, H., Sossalla, N.A., Røsvik, A., Gonzalez, S.V., Zhang, J., Meyn, T., and Asimakopoulos, A.G. (2022) *The Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) with HPLC-DAD-FLD and GC-MS Techniques in the Dissolved and Particulate Phase of Road-Tunnel Wash Water: A Case Study for Cross-Array Comparisons and Applications*. *Toxics*, 10, 399. <https://doi.org/10.3390/toxics10070300>.

Publikasjon II: Kapittel 4.1

Vistnes, H., Sossalla, N.A., Asimakopoulos, A.G., and Meyn, T. (2024) *Occurrence of Traffic Related Trace Elements and Organic Micropollutants in Tunnel Wash Water*. *Journal of Hazardous Materials*, 465. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133498>.

Publikasjon III: Kapittel 4.2

Vistnes, H., Sossalla, N.A., Uhl, W., Sundsøy, A.W., Asimakopoulos, A.G., Spahr, S., Escher, B.I., and Meyn, T. (2024) *Effect of Tunnel Wash Water Treatment Processes on Trace Elements, Organic Micropollutants, and Biological Effects*. *Journal of Hazardous Materials*, 480. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136363>.

Publikasjon IV: Kapittel 4.3

Vistnes, H., Sossalla, N.A., Sundsøy, A.W., Uhl, W., Asimakopoulos, A.G., Spahr, S., Escher, B.I., and Meyn, T. (2025) *Sorption treatment for removal of dissolved trace elements, organic micropollutants, and biological effects from tunnel wash water*. Manuskript under utarbeidelse

7.2 Internasjonale og nasjonale konferansebidrag

*Indikasjon av foredragsholder

Presentasjon I

Vistnes, H.*, Karlsen, S.E., Soueidan, H., Bye, F.N., and Meyn, T. (2021) *Removal of Particles, Heavy Metals and Detergents from Tunnel Wash Water*. NORDIWA wastewater conference 2021, online.

Presentasjon II

Vistnes, H.*, Sossalla, N.A., and Meyn, T. (2022) *Flow-Through Column Experiment for Tunnel Wash Water Treatment*. 17th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control 2022, Lyon, France.

Presentasjon III

Vistnes, H., Sossalla, N.A., and Meyn, T.* (2024) Tunnel wash water: Quality and implications for management and the environment. 16th International Conference on Urban Drainage, Delft, The Netherlands.

Posterbidrag

Vistnes, H.*, Sossalla, N.A., Castro, G., and Meyn, T. (2022) PFAS in Tunnel Wash Water: A study of treatment technologies for PFAS removal. SETAC Europe 33rd Annual Meeting 2023, Dublin, Ireland.

7.3 Masteroppgaver

Bilstad, Oskar (2024) A Multi Criteria Decision Analysis for selection of future treatment technology for tunnel wash water, NTNU – Institutt for bygg- og miljøteknikk, <https://hdl.handle.net/11250/3155560>

Eivik Karlsen, Sofie (2021) Evolution of tunnel wash water quality during sedimentation, <https://hdl.handle.net/11250/2788542>

Soueidan, Hachem (2021) Adsorption Treatment of Heavy Metals in Wash Water from Road Tunnels, NTNU – Institutt for bygg- og miljøteknikk, Engler-Bunte-Institut - Water Chemistry and Water Technology, Karlsruhe, Germany

Bjotveit, Ågot (2020) Investigation of Particle and Heavy Metal Removal and Detergent Degradation in Sedimented Tunnel Wash Water, NTNU – Institutt for bygg- og miljøteknikk, <https://hdl.handle.net/11250/2779433>

Kowollik, Helene Sundnes (2020) A study of size fractions of metals in sedimented tunnel wash water, NTNU – Institutt for kjemi, <https://hdl.handle.net/11250/2785422>

Bjordal, Silje (2020) Investigation of adsorption as possible secondary treatment for tunnel wash water, NTNU – Institutt for bygg- og miljøteknikk

7.4 Doktorgradsavhandlinger

Vistnes, Hanne, 2024. Content and Treatment of Trace Elements and Organic Micropollutants in Tunnel Wash Water (PhD Thesis). Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim. <https://hdl.handle.net/11250/3166018>

8 Referanser

- [1] Mutzner L, Zhang K, Luthy RG, Arp HPH, Spahr S, 2023. Urban stormwater capture for water supply: look out for persistent, mobile and toxic substances. *Environ Sci Water Res Technol*. <https://doi.org/10.1039/D3EW00160A>
- [2] Statens Vegvesen, 2024. Nasjonal vegdatabank (NVDB)
- [3] Torp M, Meland S, 2013. Estimering av forurensning i tunnel og tunnelvaskevann. Statens vegvesen
- [4] Meland S, 2012. Tunnel wash water - a source to aquatic pollution. *VANN* 47, 182–193
- [5] Allan IJ, O’Connell SG, Meland S, Bæk K, Grung M, Anderson KA, Rannekleiv SB, 2016. PAH Accessibility in Particulate Matter from Road-Impacted Environments. *Environ Sci Technol* 50, 7964–7972. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00504>
- [6] Meland S, Rødland ES, 2018. Pollution in tunnel wash water - a study of 34 road tunnels in Norway. *Vann* 53, 54–65
- [7] Paruch AM, Roseth R, 2008. Treatment of tunnel wash waters – experiments with organic sorbent materials. Part I: Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and nonpolar oil. *J Environ Sci* 20, 964–969. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62194-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62194-4)
- [8] Paruch AM, Roseth R, 2008. Treatment of tunnel wash waters — experiments with organic sorbent materials. Part II: Removal of toxic metals. *J Environ Sci* 20, 1042–1045. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62147-6](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62147-6)
- [9] Halle LL, Palmqvist A, Kampmann K, Jensen A, Hansen T, Khan FR, 2021. Tire wear particle and leachate exposures from a pristine and road-worn tire to *Hyalella azteca*: Comparison of chemical content and biological effects. *Aquat Toxicol* 232, 105769. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105769>
- [10] Hwang H-M, Fiala MJ, Park D, Wade TL, 2016. Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles. *Int J Urban Sci* 20, 334–360. <https://doi.org/10.1080/12265934.2016.1193041>
- [11] Hao X, Zhang X, Cao X, Shen X, Shi J, Yao Z, 2018. Characterization and carcinogenic risk assessment of polycyclic aromatic and nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons in exhaust emission from gasoline passenger cars using on-road measurements in Beijing, China. *Sci Total Environ* 645, 347–355. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.113>
- [12] Tallec K, Huvet A, Yeuc’h V, Le Goïc N, Paul-Pont I, 2022. Chemical effects of different types of rubber-based products on early life stages of Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *J Hazard Mater* 427, 127883. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127883>
- [13] Meland S, Granheim GM, Rundberget JT, Rødland E, 2024. Screening of Tire-Derived Chemicals and Tire Wear Particles in a Road Tunnel Wash Water Treatment Basin. *Environ Sci Technol Lett* 11, 35–40. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00811>
- [14] Ahmadireskety A, Da Silva BF, Robey NM, Douglas TE, Aufmuth J, Solo-Gabriele HM, Yost RA, Townsend TG, Bowden JA, 2022. Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Street Sweepings. *Environ Sci Technol* 56, 6069–6077. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03766>
- [15] Lamprea K, Bressy A, Mirande-Bret C, Caupos E, Gromaire M-C, 2018. Alkylphenol and bisphenol A contamination of urban runoff: an evaluation of the emission potentials of various construction materials and automotive supplies. *Environ Sci Pollut Res* 25, 21887–21900. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2272-z>

-
- [16] Asheim J, Vike-Jonas K, Gonzalez SV, Lierhagen S, Venkatraman V, Veivåg I-LS, Snilsberg B, Flaten TP, Asimakopoulos AG, 2019. Benzotriazoles, benzothiazoles and trace elements in an urban road setting in Trondheim, Norway: Re-visiting the chemical markers of traffic pollution. *Sci Total Environ* 649, 703–711. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.299>
- [17] Weiss S, Reemtsma T, 2005. Determination of Benzotriazole Corrosion Inhibitors from Aqueous Environmental Samples by Liquid Chromatography-Electrospray Ionization-Tandem Mass Spectrometry. *Anal Chem* 77, 7415–7420. <https://doi.org/10.1021/ac051203e>
- [18] Beckius J, Keilen HB, 2016. Quality standards for water, sediment and biota - revised 2020.10.30. The Norwegian Environment Agency
- [19] European Parliament, Council of the European Union, 2013. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 Amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as Regards Priority Substances in the Field of Water Policy
- [20] Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy, 2022
- [21] Grung M, Kringstad A, Bæk K, Allan IJ, Thomas KV, Meland S, Rannekleiv SB, 2017. Identification of non-regulated polycyclic aromatic compounds and other markers of urban pollution in road tunnel particulate matter. *J Hazard Mater* 323, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.036>
- [22] Liu S, Huang J, Zhang W, Shi L, Yi K, Yu H, Zhang C, Li S, Li J, 2022. Microplastics as a vehicle of heavy metals in aquatic environments: A review of adsorption factors, mechanisms, and biological effects. *J Environ Manage* 302, 113995. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113995>
- [23] Yu Y, Mo WY, Luukkonen T, 2021. Adsorption behaviour and interaction of organic micropollutants with nano and microplastics – A review. *Sci Total Environ* 797, 149140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149140>
- [24] Klöckner P, Seiwert B, Weyrauch S, Escher BI, Reemtsma T, Wagner S, 2021. Comprehensive characterization of tire and road wear particles in highway tunnel road dust by use of size and density fractionation. *Chemosphere* 279, 130530. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130530>
- [25] Müller K, Hübner D, Huppertsberg S, Knepper TP, Zahn D, 2022. Probing the Chemical Complexity of Tires: Identification of Potential Tire-Borne Water Contaminants with High-Resolution Mass Spectrometry. *Sci Total Environ* 802, 149799
- [26] Hartmann J, Rorije E, Wassenaar PNH, Verbruggen E, 2023. Screening and prioritising persistent, mobile and toxic chemicals: development and application of a robust scoring system. *Environ Sci Eur* 35, 40. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00749-w>
- [27] Meland S, Rannekleiv SB, Hertel-Aas T, 2016. Forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann. *Vann* 03, 263–273
- [28] Barbosa AE, Saraiva J, Leitão T, 2007. Evaluation of the runoff water quality from a tunnel wash. In: Morrison GM, Rauch S (eds) *Highway and Urban Environment*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 345–358
- [29] Korytář I, Mravcová L, Raček J, Velikovská K, Hlavínek P, 2022. Treatment of tunnel wash water: case study from Brno. *DESALINATION WATER Treat* 271, 27–37. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28791>
-

-
- [30] Meland S, Borgstrøm R, Heier LS, Rosseland BO, Lindholm O, Salbu B, 2010. Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Sci Total Environ* 408, 4107–4117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.034>
- [31] Nyström F, Nordqvist K, Herrmann I, Hedström A, Viklander M, 2019. Treatment of road runoff by coagulation/flocculation and sedimentation. *Water Sci Technol* 79, 518–525. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.079>
- [32] Hallberg M, Renman G, Byman L, Svenstam G, Norling M, 2014. Treatment of Tunnel Wash Water and Implications for Its Disposal. *Water Sci Technol* 69, 2029
- [33] The Norwegian Public Roads Administration | Statens vegvesen, 2020. Road Tunnels [Handbook N500]
- [34] Statens Vegvesen, 2024. Vegnormal N500 Vegtunneler
- [35] Rødland ES, Lind OC, Reid M, Heier LS, Skogsberg E, Snilsberg B, Gryteselv D, Meland S, 2022. Characterization of Tire and Road Wear Microplastic Particle Contamination in a Road Tunnel: From Surface to Release. *J Hazard Mater* 435, 129032
- [36] Anis SF, Hashaikeh R, Hilal N, 2019. Microfiltration membrane processes: A review of research trends over the past decade. *J Water Process Eng* 32, 100941. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100941>
- [37] Hube S, Eskafi M, Hrafnkelsdóttir KF, Bjarnadóttir B, Bjarnadóttir MÁ, Axelsdóttir S, Wu B, 2020. Direct membrane filtration for wastewater treatment and resource recovery: A review. *Sci Total Environ* 710, 136375. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136375>
- [38] Pieterse B, Felzel E, Winter R, van der Burg B, Brouwer A, 2013. PAH-CALUX, an Optimized Bioassay for AhR-Mediated Hazard Identification of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) as Individual Compounds and in Complex Mixtures. *Environ Sci Technol* 47, 11651–11659. <https://doi.org/10.1021/es403810w>
- [39] Dong Y, Wu H, Yang F, Gray S, 2022. Cost and efficiency perspectives of ceramic membranes for water treatment. *Water Res* 220, 118629. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118629>
- [40] De Gisi S, Lofrano G, Grassi M, Notarnicola M, 2016. Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustain Mater Technol* 9, 10–40. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2016.06.002>
- [41] Pawluk K, Fronczyk J, 2015. Removal of dissolved metals by activated carbon from road runoff in batch systems – equilibrium and kinetic. *Ann Wars Univ Life Sci - SGGW Land Reclam* 47. <http://dx.doi.org/10.1515/ssgw-2015-0012>
- [42] Björklund K, Li LY, 2017. Adsorption of organic stormwater pollutants onto activated carbon from sewage sludge. *J Environ Manage* 197, 490–497. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.011>
- [43] Malakootian M, Nouri J, Hossaini H, 2009. Removal of heavy metals from paint industry's wastewater using Leca as an available adsorbent. *Int J Environ Sci Technol* 6, 183–190. <https://doi.org/10.1007/BF03327620>
- [44] Mlih R, Bydalek F, Klumpp E, Yaghi N, Bol R, Wenk J, 2020. Light-expanded clay aggregate (LECA) as a substrate in constructed wetlands – A review. *Ecol Eng* 148, 105783. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105783>
- [45] Wium-Andersen T, Nielsen AH, Hvitved-Jacobsen T, Kristensen NK, Brix H, Arias C, Vollertsen J, 2012. Sorption Media for Stormwater Treatment—A Laboratory Evaluation of Five Low-Cost
-

-
- Media for Their Ability to Remove Metals and Phosphorus from Artificial Stormwater. *Water Environ Res* 84, 605–616. <https://doi.org/10.2175/106143012X13373550426832>
- [46] Spahr S, Teixidó M, Gall SS, Pritchard JC, Hagemann N, Helmreich B, Luthy RG, 2022. Performance of biochars for the elimination of trace organic contaminants and metals from urban stormwater. *Environ Sci Water Res Technol* 8, 1287–1299. <https://doi.org/10.1039/D1EW00857A>
- [47] Rathnaweera SS, Vik EA, Garshol FK, Åstebøl SO, Frost K, 2019. Investigation of Technologies for Road Tunnel Wash Water Treatment
- [48] Du Y, Wang W-Q, Pei Z-T, Ahmad F, Xu R-R, Zhang Y-M, Sun L-W, 2017. Acute Toxicity and Ecological Risk Assessment of Benzophenone-3 (BP-3) and Benzophenone-4 (BP-4) in Ultraviolet (UV)-Filters. *Int J Environ Res Public Health* 14. <https://doi.org/10.3390/ijerph14111414>
- [49] Ha H, Park K, Kang G, Lee S, 2019. QSAR study using acute toxicity of *Daphnia magna* and *Hyalella azteca* through exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicology* 28, 333–342. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02025-1>
- [50] Hayman NT, Rosen G, Colvin MA, Conder J, Arblaster JA, 2021. Aquatic toxicity evaluations of PFOS and PFOA for five standard marine endpoints. *Chemosphere* 273, 129699. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129699>
- [51] Kim H, Yim B, Bae C, Lee Y-M, 2017. Acute toxicity and antioxidant responses in the water flea *Daphnia magna* to xenobiotics (cadmium, lead, mercury, bisphenol A, and 4-nonylphenol). *Toxicol Environ Health Sci* 9, 41–49. <https://doi.org/10.1007/s13530-017-0302-8>
- [52] Liao C, Kim U-J, Kannan K, 2018. A Review of Environmental Occurrence, Fate, Exposure, and Toxicity of Benzothiazoles. *Environ Sci Technol* 52, 5007–5026. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05493>
- [53] McCarthy CJ, Roark SA, Wright D, O’Neal K, Muckey B, Stanaway M, Rewerts JN, Field JA, Anderson TA, Salice CJ, 2021. Toxicological Response of *Chironomus dilutus* in Single-Chemical and Binary Mixture Exposure Experiments with 6 Perfluoralkyl Substances. *Environ Toxicol Chem* 40, 2319–2333. <https://doi.org/10.1002/etc.5066>
- [54] Wernersson A-S, Carere M, Maggi C, Tusil P, Soldan P, James A, Sanchez W, Dulio V, Broeg K, Reifferscheid G, Buchinger S, Maas H, Van Der Grinten E, O’Toole S, Ausili A, Manfra L, Marziali L, Polesello S, Lacchetti I, Mancini L, Lilja K, Linderoth M, Lundeberg T, Fjällborg B, Porsbring T, Larsson DJ, Bengtsson-Palme J, Förlin L, Kienle C, Kunz P, Vermeirssen E, Werner I, Robinson CD, Lyons B, Katsiadaki I, Whalley C, den Haan K, Messiaen M, Clayton H, Lettieri T, Carvalho RN, Gawlik BM, Hollert H, Di Paolo C, Brack W, Kammann U, Kase R, 2015. The European technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the water framework directive. *Environ Sci Eur* 27, 7. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0039-4>
- [55] Meland S, Heier LS, Salbu B, Tollefsen KE, Farmen E, Rosseland BO, 2010. Exposure of brown trout (*Salmo trutta* L.) to tunnel wash water runoff — Chemical characterisation and biological impact. *Sci Total Environ* 408, 2646–2656. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.025>
- [56] Petersen K, Bæk K, Grung M, Meland S, Rannekleiv SB, 2016. *In vivo* and *in vitro* effects of tunnel wash water and traffic related contaminants on aquatic organisms. *Chemosphere* 164, 363–371. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.108>
- [57] Neale PA, Escher BI, 2019. *In vitro* bioassays to assess drinking water quality. *Curr Opin Environ Sci Health* 7, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.06.006>
- [58] Vistnes H, Sossalla NA, Asimakopoulos AG, Meyn T, 2024. Occurrence of traffic related trace elements and organic micropollutants in tunnel wash water. *J Hazard Mater* 465, 133498. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133498>
-

-
- [59] Vistnes H, Sossalla NA, Uhl W, Sundsøy AW, Asimakopoulos AG, Spahr S, Escher BI, Meyn T, 2024. Effect of tunnel wash water treatment processes on trace elements, organic micropollutants, and biological effects. *J Hazard Mater* 480, 136363. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136363>
- [60] Vistnes H, 2024. Content and Treatment of Trace Elements and Organic Micropollutants in Tunnel Wash Water. PhD Thesis, Norwegian University of Science and Technology (NTNU)
- [61] Klöckner P, Seiwert B, Eisentraut P, Braun U, Reemtsma T, Wagner S, 2020. Characterization of tire and road wear particles from road runoff indicates highly dynamic particle properties. *Water Res* 185, 116262. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116262>
- [62] Jeong Y, Lee S, Woo S-H, 2022. Chemical Leaching from Tire Wear Particles with Various Treadwear Ratings. *Int J Environ Res Public Health* 19, 6006. <https://doi.org/10.3390/ijerph19106006>
- [63] Wang C, Zhao J, Xing B, 2021. Environmental source, fate, and toxicity of microplastics. *J Hazard Mater* 407, 124357. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124357>
- [64] Tian Z, Zhao H, Peter KT, Gonzalez M, Wetzel J, Wu C, Hu X, Prat J, Mudrock E, Hettinger R, Cortina AE, Biswas RG, Kock FVC, Soong R, Jenne A, Du B, Hou F, He H, Lundeen R, Gilbreath A, Sutton R, Scholz NL, Davis JW, Dodd MC, Simpson A, McIntyre JK, Kolodziej EP, 2021. A Ubiquitous Tire Rubber-Derived Chemical Induces Acute Mortality in Coho Salmon. *Science* 371, 185
- [65] Foscari A, Schmidt N, Seiwert B, Herzke D, Sempéré R, Reemtsma T, 2023. Leaching of chemicals and DOC from tire particles under simulated marine conditions. *Front Environ Sci* 11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1206449>
- [66] Guéguen C, Dominik J, 2003. Partitioning of trace metals between particulate, colloidal and truly dissolved fractions in a polluted river: the Upper Vistula River (Poland). *Appl Geochem* 18, 457–470. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00090-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00090-2)
- [67] Jensen DL, Christensen TH, 1999. Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills. *Water Res* 33, 2139–2147. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00414-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00414-X)
- [68] Renu, Agarwal M, Singh K, 2016. Heavy metal removal from wastewater using various adsorbents: a review. *J Water Reuse Desalination* 7, 387–419. <https://doi.org/10.2166/wrd.2016.104>
- [69] Vilén A, Laurell P, Vahala R, 2022. Comparative life cycle assessment of activated carbon production from various raw materials. *J Environ Manage* 324, 116356. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116356>
- [70] Hwang H-M, Fiala MJ, Park D, Wade TL, 2016. Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles. *Int J Urban Sci* 20, 334–360. <https://doi.org/10.1080/12265934.2016.1193041>
- [71] Davis AP, Shokouhian M, Ni S, 2001. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44, 997–1009. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0)
- [72] Nguyen RT, Eggert RG, Severson MH, Anderson CG, 2021. Global Electrification of Vehicles and Intertwined Material Supply Chains of Cobalt, Copper and Nickel. *Resour Conserv Recycl* 167, 105198. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105198>
- [73] Madany IM, Salim Akhter M, Al Jowder OA, 1994. The correlations between heavy metals in residential indoor dust and outdoor street dust in Bahrain. *Environ Int* 20, 483–492. [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(94\)90197-X](https://doi.org/10.1016/0160-4120(94)90197-X)
-

-
- [74] Hirsch J, 2014. Recent development in aluminium for automotive applications. *Trans Nonferrous Met Soc China* 24, 1995–2002. [https://doi.org/10.1016/S1003-6326\(14\)63305-7](https://doi.org/10.1016/S1003-6326(14)63305-7)
- [75] Li Y, Lin Z, Jiang A, Chen G, 2003. Use of high strength steel sheet for lightweight and crashworthy car body. *Mater Des* 24, 177–182. [https://doi.org/10.1016/S0261-3069\(03\)00021-9](https://doi.org/10.1016/S0261-3069(03)00021-9)
- [76] Zhitkovich A, 2011. Chromium in Drinking Water: Sources, Metabolism, and Cancer Risks. *Chem Res Toxicol* 24, 1617–1629. <https://doi.org/10.1021/tx200251t>
- [77] Okereafor U, Makhatha M, Mekuto L, Uche-Okereafor N, Sebola T, Mavumengwana V, 2020. Toxic Metal Implications on Agricultural Soils, Plants, Animals, Aquatic life and Human Health. *Int J Environ Res Public Health* 17, 2204. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072204>
- [78] Wu X, Cobbina SJ, Mao G, Xu H, Zhang Z, Yang L, 2016. A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. *Environ Sci Pollut Res* 23, 8244–8259. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6333-x>
- [79] Armstrong Ben, Hutchinson Emma, Unwin John, Fletcher Tony, 2004. Lung Cancer Risk after Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Review and Meta-Analysis. *Environ Health Perspect* 112, 970–978. <https://doi.org/10.1289/ehp.6895>
- [80] Perrone MG, Carbone C, Faedo D, Ferrero L, Maggioni A, Sangiorgi G, Bolzacchini E, 2014. Exhaust emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons, n-alkanes and phenols from vehicles coming within different European classes. *Atmos Environ* 82, 391–400. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.10.040>
- [81] Podder A, Sadmani AHMA, Reinhart D, Chang N-B, Goel R, 2021. Per and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) as a contaminant of emerging concern in surface water: A transboundary review of their occurrences and toxicity effects. *J Hazard Mater* 419, 126361. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126361>
- [82] Kim S-K, Kannan K, 2007. Perfluorinated Acids in Air, Rain, Snow, Surface Runoff, and Lakes: Relative Importance of Pathways to Contamination of Urban Lakes. *Environ Sci Technol* 41, 8328–8334. <https://doi.org/10.1021/es072107t>
- [83] Hart DS, Davis LC, Erickson LE, Callender TM, 2004. Sorption and partitioning parameters of benzotriazole compounds. *Microchem J* 77, 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2003.08.005>
- [84] Durjava MK, Kolar B, Arnus L, Papa E, Kovarich S, Sahlin U, Peijnenburg W, 2013. Experimental Assessment of the Environmental Fate and Effects of Triazoles and Benzotriazole. *Altern Lab Anim* 41, 65–75. <https://doi.org/10.1177/026119291304100108>
- [85] Damalas DE, Bletsou AA, Agalou A, Beis D, Thomaidis NS, 2018. Assessment of the Acute Toxicity, Uptake and Biotransformation Potential of Benzotriazoles in Zebrafish (*Danio rerio*) Larvae Combining HILIC- with RPLC-HRMS for High-Throughput Identification. *Environ Sci Technol* 52, 6023–6031. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01327>
- [86] Shi Z-Q, Liu Y-S, Xiong Q, Cai W-W, Ying G-G, 2019. Occurrence, toxicity and transformation of six typical benzotriazoles in the environment: A review. *Sci Total Environ* 661, 407–421. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.138>
- [87] Usman A, Ahmad M, 2016. From BPA to its analogues: Is it a safe journey? *Chemosphere* 158, 131–142. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.070>
- [88] Markiewicz A, Björklund K, Eriksson E, Kalmykova Y, Strömvall A-M, Siopi A, 2017. Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis. *Sci Total Environ* 580, 1162–1174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.074>

- [89] Runde K, Castro G, Vike-Jonas K, González SV, Asimakopoulos AG, Arp HPH, 2022. Occurrence and sorption behaviour of bisphenols and benzophenone UV-filters in e-waste plastic and vehicle fluff. *J Hazard Mater* 426, 127814. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127814>
- [90] Downs CA, Kramarsky-Winter E, Segal R, Fauth J, Knutson S, Bronstein O, Ciner FR, Jeger R, Lichtenfeld Y, Woodley CM, Pennington P, Cadenas K, Kushmaro A, Loya Y, 2016. Toxicopathological Effects of the Sunscreen UV Filter, Oxybenzone (Benzophenone-3), on Coral Planulae and Cultured Primary Cells and Its Environmental Contamination in Hawaii and the U.S. Virgin Islands. *Arch Environ Contam Toxicol* 70, 265–288. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0227-7>
- [91] Song J, Na J, An D, Jung J, 2021. Role of benzophenone-3 additive in chronic toxicity of polyethylene microplastic fragments to *Daphnia magna*. *Sci Total Environ* 800, 149638. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149638>
- [92] Purcaro G, Moret S, Conte LS, 2013. Overview on polycyclic aromatic hydrocarbons: Occurrence, legislation and innovative determination in foods. *Talanta* 105, 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2012.10.041>
- [93] Vergnoux A, Malleret L, Asia L, Doumenq P, Theraulaz F, 2011. Impact of forest fires on PAH level and distribution in soils. *Environ Res* 111, 193–198. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.01.008>
- [94] Hao X, Zhang X, Cao X, Shen X, Shi J, Yao Z, 2018. Characterization and carcinogenic risk assessment of polycyclic aromatic and nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons in exhaust emission from gasoline passenger cars using on-road measurements in Beijing, China. *Sci Total Environ* 645, 347–355. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.113>
- [95] Ho KF, Ho SSH, Lee SC, Cheng Y, Chow JC, Watson JG, Louie PKK, Tian L, 2009. Emissions of gas- and particle-phase polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Shing Mun Tunnel, Hong Kong. *Atmos Environ* 43, 6343–6351. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.09.025>
- [96] Ben Othman H, Pick FR, Sakka Hlaili A, Leboulanger C, 2023. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on marine and freshwater microalgae – A review. *J Hazard Mater* 441, 129869. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129869>
- [97] Kurwadkar S, Dane J, Kanel SR, Nadagouda MN, Cawdrey RW, Ambade B, Struckhoff GC, Wilkin R, 2022. Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution. *Sci Total Environ* 809, 151003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151003>
- [98] Brendel S, Fetter É, Staude C, Vierke L, Biegel-Engler A, 2018. Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH. *Environ Sci Eur* 30, 9. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0134-4>
- [99] Fenton SE, Ducatman A, Boobis A, DeWitt JC, Lau C, Ng C, Smith JS, Roberts SM, 2021. Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research. *Environ Toxicol Chem* 40, 606–630. <https://doi.org/10.1002/etc.4890>
- [100] Nawrocki ST, Drake KD, Watson CF, Foster GD, Maier KJ, 2005. Comparative Aquatic Toxicity Evaluation of 2-(Thiocyanomethylthio)benzothiazole and Selected Degradation Products Using *Ceriodaphnia dubia*. *Arch Environ Contam Toxicol* 48, 344–350. <https://doi.org/10.1007/s00244-004-0105-1>
- [101] He G, Zhao B, Denison MS, 2011. Identification of benzothiazole derivatives and polycyclic aromatic hydrocarbons as aryl hydrocarbon receptor agonists present in tire extracts. *Environ Toxicol Chem* 30, 1915–1925. <https://doi.org/10.1002/etc.581>

-
- [102] Hornung MW, Kosian PA, Haselman JT, Korte JJ, Challis K, Macherla C, Nevalainen E, Degitz SJ, 2015. In Vitro, Ex Vivo, and In Vivo Determination of Thyroid Hormone Modulating Activity of Benzothiazoles. *Toxicol Sci* 146, 254–264. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfv090>
- [103] Matamoros V, Jover E, Bayona JM, 2010. Occurrence and fate of benzothiazoles and benzotriazoles in constructed wetlands. *Water Sci Technol* 61, 191–198. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.797>
- [104] Giraudo M, Douville M, Cottin G, Houde M, 2017. Transcriptomic, cellular and life-history responses of *Daphnia magna* chronically exposed to benzotriazoles: Endocrine-disrupting potential and molting effects. *PLOS ONE* 12, e0171763. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171763>
- [105] Flanagan K, Branchu P, Boudahmane L, Caupos E, Demare D, Deshayes S, Dubois P, Meffray L, Partibane C, Saad M, Gromaire M-C, 2018. Field performance of two biofiltration systems treating micropollutants from road runoff. *Water Res* 145, 562–578. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.064>
- [106] Noszczyńska M, Piotrowska-Seget Z, 2018. Bisphenols: Application, occurrence, safety, and biodegradation mediated by bacterial communities in wastewater treatment plants and rivers. *Chemosphere* 201, 214–223. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.179>
- [107] Česen M, Lenarčič K, Mislej V, Levstek M, Kovačič A, Cimrmančič B, Uranjek N, Kosjek T, Heath D, Dolenc MS, Heath E, 2018. The occurrence and source identification of bisphenol compounds in wastewaters. *Sci Total Environ* 616–617, 744–752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.252>
- [108] Kotnik K, Kosjek T, Krajnc U, Heath E, 2014. Trace analysis of benzophenone-derived compounds in surface waters and sediments using solid-phase extraction and microwave-assisted extraction followed by gas chromatography–mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem* 406, 3179–3190. <https://doi.org/10.1007/s00216-014-7749-0>
- [109] Schlecht C, Klammer H, Jarry H, Wuttke W, 2004. Effects of estradiol, benzophenone-2 and benzophenone-3 on the expression pattern of the estrogen receptors (ER) alpha and beta, the estrogen receptor-related receptor 1 (ERR1) and the aryl hydrocarbon receptor (AhR) in adult ovariectomized rats. *Toxicology* 205, 123–130. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2004.06.044>
- [110] Escher B, Neale P, Leusch F, 2021. *Bioanalytical Tools in Water Quality Assessment*. IWA Publishing
- [111] Neale PA, Braun G, Brack W, Carmona E, Gunold R, König M, Krauss M, Liebmann L, Liess M, Link M, Schäfer RB, Schlichting R, Schreiner VC, Schulze T, Vormeier P, Weisner O, Escher BI, 2020. Assessing the Mixture Effects in In Vitro Bioassays of Chemicals Occurring in Small Agricultural Streams during Rain Events. *Environ Sci Technol* 54, 8280–8290. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02235>
- [112] Neale PA, Escher BI, de Baat ML, Enault J, Leusch FDL, 2023. Effect-Based Trigger Values Are Essential for the Uptake of Effect-Based Methods in Water Safety Planning. *Environ Toxicol Chem* 42, 714–726. <https://doi.org/10.1002/etc.5544>
- [113] Escher BI, Ashauer R, Dyer S, Hermens JL, Lee J, Leslie HA, Mayer P, Meador JP, Warne MS, 2011. Crucial role of mechanisms and modes of toxic action for understanding tissue residue toxicity and internal effect concentrations of organic chemicals. *Integr Environ Assess Manag* 7, 28–49. <https://doi.org/10.1002/ieam.100>
- [114] Escher BI, van Daele C, Dutt M, Tang JYM, Altenburger R, 2013. Most Oxidative Stress Response In Water Samples Comes From Unknown Chemicals: The Need For Effect-Based Water Quality Trigger Values. *Environ Sci Technol* 47, 7002–7011. <https://doi.org/10.1021/es304793h>
-

-
- [115] Lee J, Schlichting R, König M, Scholz S, Krauss M, Escher BI, 2022. Monitoring Mixture Effects of Neurotoxicants in Surface Water and Wastewater Treatment Plant Effluents with Neurite Outgrowth Inhibition in SH-SY5Y Cells. *ACS Environ Au* 2, 523–535. <https://doi.org/10.1021/acsenvironau.2c00026>
- [116] Aas-Jakobsen, Vianova, 2020. Manual - FoU “Rensing av tunnelvaskevann”, Bjørnegårdtunnelen - Tredje utkast (17.06.2020)
- [117] Cembrane A/S, 2017. Technical Brochure for Cembrane SiCBlox membranes, version 1.0
- [118] Vistnes H, Sossalla NA, Røsvik A, Gonzalez SV, Zhang J, Meyn T, Asimakopoulos AG, 2022. The Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) with HPLC-DAD-FLD and GC-MS Techniques in the Dissolved and Particulate Phase of Road-Tunnel Wash Water: A Case Study for Cross-Array Comparisons and Applications. *Toxics* 10, 399. <https://doi.org/10.3390/toxics10070399>
- [119] Aguilar-Alarcón P, Gonzalez SV, Simonsen MA, Borrero-Santiago AR, Sanchís J, Meriac A, Kolarevic J, Asimakopoulos AG, Mikkelsen Ø, 2020. Characterizing changes of dissolved organic matter composition with the use of distinct feeds in recirculating aquaculture systems via high-resolution mass spectrometry. *Sci Total Environ* 749, 142326. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142326>
- [120] Sossalla NA, Nivala J, Escher BI, Schlichting R, van Afferden M, Müller RA, Reemtsma T, 2022. Impact of various aeration strategies on the removal of micropollutants and biological effects in aerated horizontal flow treatment wetlands. *Sci Total Environ* 828, 154423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154423>
- [121] Andersen S, Vethe Ø, 1994. Mobilisation of heavy metals during tunnel maintenance. *Sci Total Environ* 146–147, 479–483. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90272-0](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90272-0)
- [122] Gasperi J, Le Roux J, Deshayes S, Ayrault S, Bordier L, Boudahmane L, Budzinski H, Caupos E, Caubrière N, Flanagan K, Guillon M, Huynh N, Labadie P, Meffray L, Neveu P, Partibane C, Paupardin J, Saad M, Varnede L, Gromaire M-C, 2022. Micropollutants in Urban Runoff from Traffic Areas: Target and Non-Target Screening on Four Contrasted Sites. *Water* 14, 394. <https://doi.org/10.3390/w14030394>
- [123] Hilliges R, Endres M, Tiffert A, Brenner E, Marks T, 2016. Characterization of road runoff with regard to seasonal variations, particle size distribution and the correlation of fine particles and pollutants. *Water Sci Technol* 75, 1169–1176. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.576>
- [124] Kayhanian M, Suverkropp C, Ruby A, Tsay K, 2007. Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *J Environ Manage* 85, 279–295. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.09.024>
- [125] Han YH, Lau SL, Kayhanian M, Stenstrom MK, 2006. Correlation analysis among highway stormwater pollutants and characteristics. *Water Sci Technol* 53, 235–243. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.057>
- [126] Kayhanian M, Singh A, Suverkropp C, Borroum S, 2003. Impact of Annual Average Daily Traffic on Highway Runoff Pollutant Concentrations. *J Environ Eng* 129, 975–990. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2003\)129:11\(975\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2003)129:11(975))
- [127] Du X, Chi Z, Chen M, Yu Z, Zhu Y, 2022. Characteristics of dissolved organic matter in urban road runoff under different traffic densities in Beijing, China. *Environ Sci Pollut Res* 29, 90520–90529. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21791-w>
-

-
- [128] Andradóttir HÓ, Vollertsen GEG, 2015. Temporal Variability of Heavy Metals in Suburban Road Runoff in a Rainy Cold Climate. *J Environ Eng* 141, 04014068. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000894](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000894)
- [129] Tromp K, Lima AT, Barendregt A, Verhoeven JTA, 2012. Retention of heavy metals and polyaromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing. *J Hazard Mater* 203–204, 290–298. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.12.024>
- [130] Birch H, Mikkelsen PS, Jensen JK, Lützhøft H-CH, 2011. Micropollutants in stormwater runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark. *Water Sci Technol* 64, 485–493. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.687>
- [131] Swadener LM, Javeherian MH, Jones EG, Bartelt-Hunt SL, 2014. Chemical Characterization and Toxicity of Bridge Deck Runoff and Impacts to Receiving Water Quality. *J Environ Eng* 140, 04014010. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000818](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000818)
- [132] Munksgaard NC, Lottermoser BG, 2010. Mobility and potential bioavailability of traffic-derived trace metals in a ‘wet–dry’ tropical region, Northern Australia. *Environ Earth Sci* 60, 1447–1458. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0280-5>
- [133] Zakharova J, Pouran H, Bridgeman J, Wheatley A, Arif M, 2022. Understanding metal concentration and speciation in motorway runoff. *Environ Technol* 43, 1732–1744. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1850874>
- [134] Malina JF, Linkous BW, Joshi TS, Barrett ME, 2005. Characterization of stormwater runoff from a bridge deck and approach highway, effects of receiving water quality in Austin, Texas. Center for Research in Water Resources, University of Texas at Austin
- [135] Baum P, Kuch B, Dittmer U, 2021. Adsorption of Metals to Particles in Urban Stormwater Runoff—Does Size Really Matter? *Water* 13, 309. <https://doi.org/10.3390/w13030309>
- [136] Dyer JA, Scrivner NC, Dentel SK, 1998. A practical guide for determining the solubility of metal hydroxides and oxides in water. *Environ Prog* 17, 1–8. <https://doi.org/10.1002/ep.670170112>
- [137] Chen Y, Jia R, Yang S, 2015. Distribution and Source of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Water Dissolved Phase, Suspended Particulate Matter and Sediment from Weihe River in Northwest China. *Int J Environ Res Public Health* 12, 14148–14163. <https://doi.org/10.3390/ijerph121114148>
- [138] Meland S, 2012. Chemical characterisation of sediment from Vassum sedimentation basin, Norwegian Public Roads Administration. No. 94. https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmllui/bitstream/handle/11250/2508156/Kjemisk_karakterisering%20av%20sediment%20fra%20vassum%20sedimenteringsbasseng_2012.pdf?sequence=1
- [139] Kalmykova Y, Björklund K, Strömvall A-M, Blom L, 2013. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachates and stormwater. *Water Res* 47, 1317–1328. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.054>
- [140] Celeiro M, Dagnac T, Llompart M, 2018. Determination of priority and other hazardous substances in football fields of synthetic turf by gas chromatography-mass spectrometry: A health and environmental concern. *Chemosphere* 195, 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.063>
- [141] Haritash AK, Kaushik CP, 2009. Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. *J Hazard Mater* 169, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.137>
- [142] Ni H-G, Lu F-H, Luo X-L, Tian H-Y, Zeng EY, 2008. Occurrence, Phase Distribution, and Mass Loadings of Benzothiazoles in Riverine Runoff of the Pearl River Delta, China. *Environ Sci Technol* 42, 1892–1897. <https://doi.org/10.1021/es071871c>
-

- [143] Federal Institute for Occupational Safety and Health in Germany, Bureau REACH, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) in the Netherlands, Swedish Chemical Agency (KEMI), Norwegian Environment Agency, The Danish Environmental Protection Agency, 2022. Annex XV Restriction Report - Proposal for a restriction of per- and polyfluoroalkyl substances. <https://echa.europa.eu/documents/10162/1c480180-ece9-1bdd-1eb8-0f3f8e7c0c49>
- [144] Fuchte HE, Beck N, Bieg E, Bayer VJ, Achten C, Krauss M, Schäffer A, Smith KEC, 2022. A look down the drain: Identification of dissolved and particle bound organic pollutants in urban runoff waters and sediments. *Environ Pollut* 302, 119047. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119047>
- [145] Nguyen TV, Reinhard M, Chen H, Gin KY-H, 2016. Fate and transport of perfluoro- and polyfluoroalkyl substances including perfluorooctane sulfonamides in a managed urban water body. *Environ Sci Pollut Res* 23, 10382–10392. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6788-9>
- [146] Xiao F, Simcik MF, Gulliver JS, 2012. Perfluoroalkyl acids in urban stormwater runoff: Influence of land use. *Water Res* 46, 6601–6608. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.029>
- [147] Arvaniti OS, Ventouri EI, Stasinakis AS, Thomaidis NS, 2012. Occurrence of different classes of perfluorinated compounds in Greek wastewater treatment plants and determination of their solid–water distribution coefficients. *J Hazard Mater* 239–240, 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.02.015>
- [148] Zhu H, Kannan K, 2020. A pilot study of per- and polyfluoroalkyl substances in automotive lubricant oils from the United States. *Environ Technol Innov* 19, 100943. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100943>
- [149] Gaines LGT, 2023. Historical and current usage of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A literature review. *Am J Ind Med* 66, 353–378. <https://doi.org/10.1002/ajim.23362>
- [150] Zhao L, Zhou M, Zhang T, Sun H, 2013. Polyfluorinated and Perfluorinated Chemicals in Precipitation and Runoff from Cities Across Eastern and Central China. *Arch Environ Contam Toxicol* 64, 198–207. <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9832-x>
- [151] Zhao P, Xia X, Dong J, Xia N, Jiang X, Li Y, Zhu Y, 2016. Short- and long-chain perfluoroalkyl substances in the water, suspended particulate matter, and surface sediment of a turbid river. *Sci Total Environ* 568, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.221>
- [152] Buckley T, Karanam K, Han H, Vo HNP, Shukla P, Firouzi M, Rudolph V, 2023. Effect of different co-foaming agents on PFAS removal from the environment by foam fractionation. *Water Res* 230, 119532. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119532>
- [153] Ziaee F, Ziaee M, Taseidifar M, 2021. Synthesis and application of a green surfactant for the treatment of water containing PFAS/ hazardous metal ions. *J Hazard Mater* 407, 124800. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124800>
- [154] Smith SJ, Wiberg K, McCleaf P, Ahrens L, 2022. Pilot-Scale Continuous Foam Fractionation for the Removal of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Landfill Leachate. *ACS EST Water* 2, 841–851. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00032>
- [155] Hoke RA, Bouchelle LD, Ferrell BD, Buck RC, 2012. Comparative acute freshwater hazard assessment and preliminary PNEC development for eight fluorinated acids. *Chemosphere* 87, 725–733. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.066>
- [156] Kamendulis LM, Wu Q, Sandusky GE, Hocevar BA, 2014. Perfluorooctanoic acid exposure triggers oxidative stress in the mouse pancreas. *Toxicol Rep* 1, 513–521. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2014.07.015>

-
- [157] Logeshwaran P, Sivaram AK, Surapaneni A, Kannan K, Naidu R, Megharaj M, 2021. Exposure to perfluorooctanesulfonate (PFOS) but not perfluorooctanoic acid (PFOA) at ppb concentration induces chronic toxicity in *Daphnia carinata*. *Sci Total Environ* 769, 144577. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144577>
- [158] Lenka SP, Kah M, Padhye LP, 2021. A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. *Water Res* 199, 117187. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117187>
- [159] Asimakopoulou AG, Ajibola A, Kannan K, Thomaidis NS, 2013. Occurrence and removal efficiencies of benzotriazoles and benzothiazoles in a wastewater treatment plant in Greece. *Sci Total Environ* 452–453, 163–171. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.041>
- [160] Zhang J, Zhang X, Wu L, Wang T, Zhao J, Zhang Y, Men Z, Mao H, 2018. Occurrence of benzothiazole and its derivatives in tire wear, road dust, and roadside soil. *Chemosphere* 201, 310–317. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.007>
- [161] Carpinteiro I, Abuin B, Ramil M, Rodríguez I, Cela R, 2012. Simultaneous determination of benzotriazole and benzothiazole derivatives in aqueous matrices by mixed-mode solid-phase extraction followed by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem* 402, 2471–2478. <https://doi.org/10.1007/s00216-012-5718-z>
- [162] Wick A, Fink G, Ternes TA, 2010. Comparison of electrospray ionization and atmospheric pressure chemical ionization for multi-residue analysis of biocides, UV-filters and benzothiazoles in aqueous matrices and activated sludge by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *J Chromatogr A* 1217, 2088–2103. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2010.01.079>
- [163] Bye NH, Johnsen JP, Rødland E, Meland S, 2020. Using benzothiazoles as tracers for tire tread emission. In: *Proceedings of 8th Transport Research Arena TRA 2020*
- [164] Herrero P, Borrull F, Pocurull E, Marcé RM, 2013. Efficient tandem solid-phase extraction and liquid chromatography–triple quadrupole mass spectrometry method to determine polar benzotriazole, benzothiazole and benzenesulfonamide contaminants in environmental water samples. *J Chromatogr A* 1309, 22–32. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2013.08.018>
- [165] Matamoros V, Gutiérrez R, Ferrer I, García J, Bayona JM, 2015. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: A pilot-scale study. *J Hazard Mater* 288, 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.002>
- [166] Remberger M, Woldegiorgis A, Kaj L, Andersson J, Palm Cousins A, Dusan B, Ekheden Y, Brorström-Lundén E, 2006. Results from the Swedish Screening 2005. Subreport 2. Biocides. IVL Svenska Miljöinstitutet
- [167] Lamprea K, Bressy A, Mirande-Bret C, Caupos E, Gromaire M-C, 2018. Alkylphenol and bisphenol A contamination of urban runoff: an evaluation of the emission potentials of various construction materials and automotive supplies. *Environ Sci Pollut Res* 25, 21887–21900. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2272-z>
- [168] Cladière M, Gasperi J, Lorgeoux C, Bonhomme C, Rocher V, Tassin B, 2013. Alkylphenolic compounds and bisphenol A contamination within a heavily urbanized area: case study of Paris. *Environ Sci Pollut Res* 20, 2973–2983. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1220-6>
- [169] Kapelewska J, Kotowska U, Karpińska J, Kowalczyk D, Arciszewska A, Świrýdo A, 2018. Occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of emerging organic contaminants in leachates, groundwaters and wastewaters. *Microchem J* 137, 292–301. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2017.11.008>
- [170] Azzouz A, Ballesteros E, 2014. Trace analysis of endocrine disrupting compounds in environmental water samples by use of solid-phase extraction and gas chromatography with
-

- mass spectrometry detection. J Chromatogr A 1360, 248–257. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2014.07.059>
- [171] Alexander HC, Dill DC, Smith LW, Guiney PD, Dorn P, 1988. Bisphenol a: Acute aquatic toxicity. Environ Toxicol Chem 7, 19–26. <https://doi.org/10.1002/etc.5620070104>
- [172] Kuruto-Niwa R, Nozawa R, Miyakoshi T, Shiozawa T, Terao Y, 2005. Estrogenic activity of alkylphenols, bisphenol S, and their chlorinated derivatives using a GFP expression system. Environ Toxicol Pharmacol 19, 121–130. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2004.05.009>
- [173] Chen M-Y, Ike M, Fujita M, 2002. Acute toxicity, mutagenicity, and estrogenicity of bisphenol-A and other bisphenols. Environ Toxicol 17, 80–86. <https://doi.org/10.1002/tox.10035>
- [174] Serra-Roig MP, Jurado A, Díaz-Cruz MS, Vázquez-Suñé E, Pujades E, Barceló D, 2016. Occurrence, fate and risk assessment of personal care products in river–groundwater interface. Sci Total Environ 568, 829–837. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.006>
- [175] Benedé JL, Chisvert A, Salvador A, Sánchez-Quiles D, Tovar-Sánchez A, 2014. Determination of UV filters in both soluble and particulate fractions of seawaters by dispersive liquid–liquid microextraction followed by gas chromatography–mass spectrometry. Anal Chim Acta 812, 50–58. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2013.12.033>
- [176] Sánchez Rodríguez A, Rodrigo Sanz M, Betancort Rodríguez JR, 2015. Occurrence of eight UV filters in beaches of Gran Canaria (Canary Islands). An approach to environmental risk assessment. Chemosphere 131, 85–90. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.054>
- [177] Langford KH, Reid MJ, Fjeld E, Øxnevad S, Thomas KV, 2015. Environmental occurrence and risk of organic UV filters and stabilizers in multiple matrices in Norway. Environ Int 80, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.03.012>
- [178] Liu H, Sun P, Liu H, Yang S, Wang L, Wang Z, 2015. Acute toxicity of benzophenone-type UV filters for *Photobacterium phosphoreum* and *Daphnia magna*: QSAR analysis, interspecies relationship and integrated assessment. Chemosphere 135, 182–188. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.036>
- [179] Weisbrod CJ, Kunz PY, Zenker AK, Fent K, 2007. Effects of the UV filter benzophenone-2 on reproduction in fish. Toxicol Appl Pharmacol 225, 255–266. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2007.08.004>
- [180] European Commission, 2022. Commission Implementing Decision (EU) 2022/1307 of 22 July 2022 Establishing a Watch List of Substances for Union-Wide Monitoring in the Field of Water Policy Pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament of the Council
- [181] Rodea-Palomares I, Leganés F, Rosal R, Fernández-Piñas F, 2012. Toxicological interactions of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) with selected pollutants. J Hazard Mater 201–202, 209–218. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.11.061>
- [182] Xing Y, Luo J, Zhang J, Li B, Gong X, Liu Z, Liu C, 2017. Effects of single and combined exposures to copper and benzotriazole on *Eisenia fetida*. Chemosphere 186, 108–115. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.129>
- [183] Bil W, Zeilmaker M, Fragki S, Lijzen J, Verbruggen E, Bokkers B, 2021. Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. Environ Toxicol Chem 40, 859–870. <https://doi.org/10.1002/etc.4835>
- [184] European Parliament, Council of the European Union, 2020. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the Quality of Water Intended for Human Consumption

-
- [185] Arp HP, Hale SE, Schliebner I, Neumann M, 2023. Prioritised PMT/vPvM substances in the REACH registration database. Umweltbundesamt
- [186] Johannessen C, Helm P, Lashuk B, Yargeau V, Metcalfe CD, 2022. The Tire Wear Compounds 6PPD-Quinone and 1,3-Diphenylguanidine in an Urban Watershed. *Arch Environ Contam Toxicol* 82, 171–179. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00878-4>
- [187] Harrad S, Brommer S, Mueller JF, 2016. Concentrations of organophosphate flame retardants in dust from cars, homes, and offices: An international comparison. *Emerg Contam* 2, 66–72. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.05.002>
- [188] Gomboš M, Tall A, Trpčevská J, Kandra B, Pavelkova D, Balejíčková L, 2018. Sedimentation rate of soil microparticles. *Arab J Geosci* 11, 635. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-4002-8>
- [189] Adra A, Morin G, Ona-Nguema G, Menguy N, Maillot F, Casiot C, Bruneel O, Lebrun S, Juillot F, Brest J, 2013. Arsenic Scavenging by Aluminum-Substituted Ferrihydrites in a Circumneutral pH River Impacted by Acid Mine Drainage. *Environ Sci Technol* 47, 12784–12792. <https://doi.org/10.1021/es4020234>
- [190] Fifield FW, Haines PJ, 2000. *Environmental Analytical Chemistry*, 2nd Edition. Wiley-Blackwell
- [191] Persson J, 2023. Mapping of water quality in the Holsfjord 2022-2023. Norsk institutt for vannforskning
- [192] European Parliament, Council of the European Union, 2004. Regulation (EC) No 648/ 2004 of the European Parliament and of the Council of 31 March 2004 on Detergents. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02004R0648-20150601&from=LV>
- [193] Scott MJ, Jones MN, 2000. The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochim Biophys Acta BBA - Biomembr* 1508, 235–251. [https://doi.org/10.1016/S0304-4157\(00\)00013-7](https://doi.org/10.1016/S0304-4157(00)00013-7)
- [194] Szklarek S, Górecka A, Wojtal-Frankiewicz A, 2022. The effects of road salt on freshwater ecosystems and solutions for mitigating chloride pollution - A review. *Sci Total Environ* 805, 150289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150289>
- [195] Chen JP, Wang X, 2000. Removing copper, zinc, and lead ion by granular activated carbon in pretreated fixed-bed columns. *Sep Purif Technol* 19, 157–167. [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(99\)00069-6](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(99)00069-6)
- [196] Sounthararajah DP, Loganathan P, Kandasamy J, Vigneswaran S, 2015. Effects of Humic Acid and Suspended Solids on the Removal of Heavy Metals from Water by Adsorption onto Granular Activated Carbon. *Int J Environ Res Public Health* 12, 10475–10489. <https://doi.org/10.3390/ijerph120910475>
- [197] Stone AT, 1987. Reductive Dissolution of Manganese(III/IV) Oxides by Substituted Phenols. *Environ Sci Technol* 21, 979–988. <https://doi.org/10.1021/es50001a011>
- [198] Liu W, Sutton NB, Rijnaarts HHM, Langenhoff AAM, 2020. Anaerobic biodegradation of pharmaceutical compounds coupled to dissimilatory manganese (IV) or iron (III) reduction. *J Hazard Mater* 388, 119361. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.078>
- [199] Grgas D, Petrina A, Štefanac T, Bešlo D, Landeka Dragičević T, 2023. A Review: Per- and Polyfluoroalkyl Substances—Biological Degradation. *Toxics* 11, 446. <https://doi.org/10.3390/toxics11050446>
- [200] Berhanu A, Mutanda I, Taolin J, Qaria MA, Yang B, Zhu D, 2023. A review of microbial degradation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): Biotransformation routes and enzymes. *Sci Total Environ* 859, 160010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160010>
-

-
- [201] Balgooyen S, Remucal CK, 2022. Tributary Loading and Sediment Desorption as Sources of PFAS to Receiving Waters. *ACS EST Water* 2, 436–445. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00348>
- [202] Escher BI, Neale PA, 2021. Effect-Based Trigger Values for Mixtures of Chemicals in Surface Water Detected with In Vitro Bioassays. *Environ Toxicol Chem* 40, 487–499. <https://doi.org/10.1002/etc.4944>
- [203] Esser C, 2012. Biology and function of the aryl hydrocarbon receptor: report of an international and interdisciplinary conference. *Arch Toxicol* 86, 1323–1329. <https://doi.org/10.1007/s00204-012-0818-2>
- [204] Nyström F, Nordqvist K, Herrmann I, Hedström A, Viklander M, 2020. Removal of metals and hydrocarbons from stormwater using coagulation and flocculation. *Water Res* 182, 115919. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115919>
- [205] Genç-Fuhrman H, Mikkelsen PS, Ledin A, 2007. Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents. *Water Res* 41, 591–602. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.024>
- [206] Huber M, Badenberger SC, Wulff M, Drewes JE, Helmreich B, 2016. Evaluation of Factors Influencing Lab-Scale Studies to Determine Heavy Metal Removal by Six Sorbents for Stormwater Treatment. *Water* 8, 62. <https://doi.org/10.3390/w8020062>
- [207] Barra Caracciolo A, Cardoni M, Pescatore T, Patrolecco L, 2017. Characteristics and environmental fate of the anionic surfactant sodium lauryl ether sulphate (SLES) used as the main component in foaming agents for mechanized tunnelling. *Environ Pollut* 226, 94–103. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.008>
- [208] Jena G, Dutta K, Davey A, 2023. Surfactants in water and wastewater (greywater): Environmental toxicity and treatment options. *Chemosphere* 341, 140082. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140082>
- [209] Markiewicz A, Strömvall A-M, Björklund K, 2020. Alternative sorption filter materials effectively remove non-particulate organic pollutants from stormwater. *Sci Total Environ* 730, 139059. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139059>
- [210] Pritchard JC, Hawkins KM, Cho Y-M, Spahr S, Struck SD, Higgins CP, Luthy RG, 2023. Black Carbon-Amended Engineered Media Filters for Improved Treatment of Stormwater Runoff. *ACS Environ Au* 3, 34–46. <https://doi.org/10.1021/acsenvironau.2c00037>
- [211] Reitzel K, Jensen HS, Egemose S, 2013. pH dependent dissolution of sediment aluminum in six Danish lakes treated with aluminum. *Water Res* 47, 1409–1420. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.004>
- [212] Pla C, Benavente D, Valdes-Abellan J, Jodar-Abellan A, 2021. Recovery of Polluted Urban Stormwater Containing Heavy Metals: Laboratory-Based Experiments with Arlita and Filtralite. *Water* 13, 780. <https://doi.org/10.3390/w13060780>
- [213] van Genuchten CM, Hamaekers H, Fraiquin D, Hollanders S, Ahmad A, 2023. Heavy metal removal potential of olivine. *Water Res* 245, 120583. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120583>
- [214] Hernández-Leal L, Temmink H, Zeeman G, Buisman CJN, 2011. Removal of micropollutants from aerobically treated grey water via ozone and activated carbon. *Water Res* 45, 2887–2896. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.009>
- [215] Gharaibeh SH, Moore SV, Buck A, 1998. Effluent treatment of industrial wastewater using processed solid residue of olive mill products and commercial activated carbon. *J Chem Technol*
-

-
- Biotechnol 71, 291–298. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-4660\(199804\)71:4%253C291::AID-JCTB856%253E3.0.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-4660(199804)71:4%253C291::AID-JCTB856%253E3.0.CO;2-C)
- [216] Inyang M, Dickenson ERV, 2017. The use of carbon adsorbents for the removal of perfluoroalkyl acids from potable reuse systems. *Chemosphere* 184, 168–175. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.161>
- [217] Altmann J, Rehfeld D, Träder K, Sperlich A, Jekel M, 2016. Combination of granular activated carbon adsorption and deep-bed filtration as a single advanced wastewater treatment step for organic micropollutant and phosphorus removal. *Water Res* 92, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.051>
- [218] Eeshwarasinghe D, Loganathan P, Vigneswaran S, 2019. Simultaneous removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals from water using granular activated carbon. *Chemosphere* 223, 616–627. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.033>
- [219] Nkansah MA, Christy AA, Barth T, Francis GW, 2012. The use of lightweight expanded clay aggregate (LECA) as sorbent for PAHs removal from water. *J Hazard Mater* 217–218, 360–365. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.038>
- [220] Dordio AV, Miranda S, Prates Ramalho JP, Carvalho AJP, 2017. Mechanisms of removal of three widespread pharmaceuticals by two clay materials. *J Hazard Mater* 323, 575–583. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.091>
- [221] Huang Z, Zhao J-L, Yang Y-Y, Jia Y-W, Zhang Q-Q, Chen C-E, Liu Y-S, Yang B, Xie L, Ying G-G, 2020. Occurrence, mass loads and risks of bisphenol analogues in the Pearl River Delta region, South China: Urban rainfall runoff as a potential source for receiving rivers. *Environ Pollut* 263, 114361. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114361>
- [222] Carlini C, Chaudhuri S, Mann O, Tomsik D, Hüffer T, Greggio N, Marazza D, Hofmann T, Sigmund G, 2023. Benchmarking biochar with activated carbon for immobilizing leachable PAH and heterocyclic PAH in contaminated soils. *Environ Pollut* 325, 121417. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121417>
- [223] Krahn KM, Cornelissen G, Castro G, Arp HPH, Asimakopoulos AG, Wolf R, Holmstad R, Zimmerman AR, Sørmo E, 2023. Sewage sludge biochars as effective PFAS-sorbents. *J Hazard Mater* 445, 130449. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130449>
- [224] Wang W-Q, Duan H-X, Pei Z-T, Xu R-R, Qin Z-T, Zhu G-C, Sun L-W, 2018. Evaluation by the Ames Assay of the Mutagenicity of UV Filters Using Benzophenone and Benzophenone-1. *Int J Environ Res Public Health* 15, 1907. <https://doi.org/10.3390/ijerph15091907>
- [225] Meland S, Granheim GM, Rundberget JT, Rødland E, 2024. Screening of Tire-Derived Chemicals and Tire Wear Particles in a Road Tunnel Wash Water Treatment Basin. *Environ Sci Technol Lett* 11, 35–40. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00811>
- [226] Nivala J, Neale PA, Haasis T, Kahl S, König M, Müller RA, Reemtsma T, Schlichting R, Escher BI, 2018. Application of cell-based bioassays to evaluate treatment efficacy of conventional and intensified treatment wetlands. *Environ Sci Water Res Technol* 4, 206–217. <https://doi.org/10.1039/C7EW00341B>
- [227] Neale PA, Altenburger R, Aït-Aïssa S, Brion F, Busch W, de Aragão Umbuzeiro G, Denison MS, Du Pasquier D, Hilscherová K, Hollert H, Morales DA, Novák J, Schlichting R, Seiler T-B, Serra H, Shao Y, Tindall AJ, Tollefsen KE, Williams TD, Escher BI, 2017. Development of a bioanalytical test battery for water quality monitoring: Fingerprinting identified micropollutants and their contribution to effects in surface water. *Water Res* 123, 734–750. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.016>
-

- [228] König M, Escher BI, Neale PA, Krauss M, Hilscherová K, Novák J, Teodorović I, Schulze T, Seidensticker S, Kamal Hashmi MA, Ahlheim J, Brack W, 2017. Impact of untreated wastewater on a major European river evaluated with a combination of *in vitro* bioassays and chemical analysis. *Environ Pollut* 220, 1220–1230. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.011>
- [229] Aguirre-Martínez G, Carrizo MV, Zenteno-Devaud L, 2023. Microplastic Particles' Effects on Aquatic Organisms and Their Role as Transporters of Organic Pollutants. *Water* 15, 2915. <https://doi.org/10.3390/w15162915>
- [230] Núñez M, Borrull F, Pocurull E, Fontanals N, 2017. Sample treatment for the determination of emerging organic contaminants in aquatic organisms. *TrAC Trends Anal Chem* 97, 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2017.09.007>
- [231] Müller ME, Zwiener C, Escher BI, 2021. Storm Event–Driven Occurrence and Transport of Dissolved and Sorbed Organic Micropollutants and Associated Effects in the Ammer River, Southwestern Germany. *Environ Toxicol Chem* 40, 88–99. <https://doi.org/10.1002/etc.4910>
- [232] Oskarsson A, Rosenmai AK, Mandava G, Johannisson A, Holmes A, Tröger R, 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 Total Environ* 758, 144001. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144001>
- [233] Escher BI, Neale PA, Leusch FDL, 2015. Effect-based trigger values for *in vitro* bioassays: Reading across from existing water quality guideline values. *Water Res* 81, 137–148. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.049>
- [234] Shafiquzzaman M, Haider H, Ghazaw YM, Alharbi F, S. AlSaleem S, Almoshaogeh M, 2020. Evaluation of a Low-Cost Ceramic Filter for Sustainable Reuse of Urban Stormwater in Arid Environments. *Water* 12, 460. <https://doi.org/10.3390/w12020460>
- [235] Ortega Sandoval AD, Barbosa Brião V, Cartana Fernandes VM, Hemkemeier A, Friedrich MT, 2019. Stormwater management by microfiltration and ultrafiltration treatment. *J Water Process Eng* 30, 100453. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.018>
- [236] Holmberg R, Wedeby EB, Nikolov NG, Tyle H, 2021. How many potential vPvM/PMT substances have been registered under REACH? - vPvM/PMT-screening by using the Danish (Q)SAR database. Danmarks Tekniske Universitet (DTU), Kgs. Lyngby
- [237] Neale PA, O'Brien JW, Glauch L, König M, Krauss M, Mueller JF, Tschärke B, Escher BI, 2020. Wastewater treatment efficacy evaluated with *in vitro* bioassays. *Water Res X* 9, 100072. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100072>
- [238] Bjotveit Å, 2020. Investigation of Particle and Heavy Metal Removal and Detergent Degradation in Sedimented Tunnel Wash Water. Master thesis, NTNU
- [239] Crittenden JC, Trussell RR, Hand DW, Howe KJ, Tchobanoglous G, 2012. MWH's Water Treatment: Principles and Design. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, USA
- [240] Tchobanoglous G, Stensel H, Tsuchihashi R, Burton F, 2014. Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th Edition
- [241] Mansouri J, Harissou S, Chen V, 2010. Strategies for controlling biofouling in membrane filtration systems: challenges and opportunities. *J Mater Chem* 20, 4567–4586. <https://doi.org/10.1039/b926440j>
- [242] Viegas RMC, Mesquita E, Campinas M, Rosa MJ, 2020. Pilot Studies and Cost Analysis of Hybrid Powdered Activated Carbon/Ceramic Microfiltration for Controlling Pharmaceutical Compounds and Organic Matter in Water Reclamation. *Water* 12, 33. <https://doi.org/10.3390/w12010033>

-
- [243] Hatt JW, Germain E, Judd SJ, 2013. Powdered Activated Carbon-Microfiltration for Waste-Water Reuse. *Sep Sci Technol* 48, 690–698. <https://doi.org/10.1080/01496395.2012.714439>
- [244] Oligny L, Bérubé PR, Barbeau B, 2016. Impact of PAC Fines in Fouling of Polymeric and Ceramic Low-Pressure Membranes for Drinking Water Treatment. *Membranes* 6, 38. <https://doi.org/10.3390/membranes6030038>
- [245] Basar CA, Karagunduz A, Cakici A, Keskinler B, 2004. Removal of surfactants by powdered activated carbon and microfiltration. *Water Res* 38, 2117–2124. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.02.001>
- [246] Gong H, Jin Z, Wang Q, Zuo J, Wu J, Wang K, 2017. Effects of adsorbent cake layer on membrane fouling during hybrid coagulation/adsorption microfiltration for sewage organic recovery. *Chem Eng J* 317, 751–757. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.122>
- [247] Worch E, 2012. *Adsorption Technology in Water Treatment: Fundamentals, Processes, and Modeling*. De Gruyter
- [248] Arctander Vik E, K. Sahu A, K. Garshol F, 2016. Litteraturundersøkelse - mobile renseløsninger: For vaskevann fra veitunneler. Statens vegvesen

9 Vedlegg

9.1 Renseeffekter (%)

Tabell 6 Renseeffekter (%) for ulike vannkvalitetsparametere i tunnelvaskevann. F = ferskt tunnelvaskevann, S = sedimentert tunnelvaskevann, B = posefiltrert tunnelvaskevann, M = membranfiltrert tunnelvaskevann og A = adsorpsjonsfiltrert tunnelvaskevann. Pilen indikerer hvilke prosesser renseeffekten har blitt beregnet for. F → S betyr at renseeffekten har blitt beregnet mellom ferskt og sedimentert vaskevann. Ferskt tunnelvaskevann ble ikke hentet 24.08.22, og det er derfor ingen verdier for denne datoen.

	pH	Ledningsevne	Cl ⁻	Na ⁺	Totalt stoff	DOC	Turbiditet	Suspendert stoff
F → S								
30.06.21	-0.1	-3.0	-7.7	-6.7	23.8	30.0	98.5	98.4
12.10.21	-3.6	-41.3	-63.4	-42.9	-25.0	29.6	87.0	91.3
02.03.22	6.4	-1195.3	30.1	17.9	2.8	11.4	88.6	96.4
24.08.22								
21.10.22	-0.1	8.1	-41.7	-39.9	-42.9	-67.4	-29.1	-22.2
S → B								
30.06.21	5.1	-280.4	-183.4	-166.2	-280.9	19.4	25.0	0.0
12.10.21	-1.6	-96.4	-136.6	-114.3	-90.6	7.2	-26.2	0.0
02.03.22	-2.8	-5.2	-65.0	-47.5	-3.9	-18.8	-13.1	70.2
24.08.22	-4.0	-1.0	3.8	4.8	-4.8	-1.6	-4.3	-28.4
21.10.22	-2.2	-6.2	-3.3	0.3	-0.2	1.2	-46.4	-50.2
S → M								
30.06.21	-13.9	-45.0	-46.1	-51.6	-44.1	7.1	83.0	0.0
12.10.21	-6.2	-2.8	4.2	-8.7	-8.5	24.9	96.6	0.0
02.03.22	6.6	-0.8	-4.2	56.4	-0.3	-12.5	52.6	70.2
24.08.22	-1.4	-20.4	-26.1	-20.6	-18.6	-1.0	87.7	36.8
21.10.22	1.9	-19.2			-20.0	3.4	97.3	68.0
S → A								
30.06.21	3.1	-24.5	-27.3	5.7	-22.2	51.5	-15.6	0.0
12.10.21	-1.5	-1.1	3.8	-7.9	2.2	70.4	28.8	0.0
02.03.22	6.4	3.3	3.3	2.4	3.3	35.4	62.5	70.2
24.08.22	2.3	-18.6	-29.9	-28.3	-14.8	49.5	5.7	38.4
21.10.22	-24.6	-0.5	-10.6	-5.3	4.3	94.0	-8.2	-1.6

Tabell 7 Renseeffekter (%) for oppløste (< 0.45 µm) elementer i tunnelvaskevann. F = ferskt tunnelvaskevann, S = sedimentert tunnelvaskevann, B = posefiltrert tunnelvaskevann, M = membranfiltrert tunnelvaskevann og A = adsorpsjonsfiltrert tunnelvaskevann. Pilen indikerer hvilke prosesser renseeffekten har blitt beregnet for. F → S betyr at renseeffekten har blitt beregnet mellom ferskt og sedimentert vaskevann. Ferskt tunnelvaskevann ble ikke hentet 24.08.22, og det er derfor ingen verdier for denne datoen.

	Al	As	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
F → S									
30.06.21	63.6	41.1	48.9	43.5	-331.4	-11.6	-4.9	-9.7	30.7
12.10.21	46.3	-14.0	25.6	16.2	13.4	-8.9	-7.4	15.7	-1.7
02.03.22	34.7	8.6	38.0	89.3	-117.3	-10331.2	42.0	-18.0	97.1
24.08.22									
21.10.22	-8.9	-39.5	-42.7	96.7	-162.0	-11.3	-1.9	98.7	90.8
S → B									
30.06.21	-8.2	-33.9	-32.9	73.7	36.1	-189.1	21.3	82.5	89.5
12.10.21	-19.1	-32.7	-9.2	85.1	-79.6	27.2	-4.3	49.7	74.5
02.03.22	1.8	-4.0	-15.2	-1.2	1.4	-14.6	0.5	32.2	39.5
24.08.22	5.4	8.8	-3.4	61.5	14.6	-10.4	-0.9	29.2	64.9
21.10.22	-0.5	3.6	-5.2	-164.9	58.1	-5.0	-0.3	-34.6	-45.0
S → M									
30.06.21	-498.0	3.2	-13.2	93.2	27.5	-24.7	2.7	-36.8	93.2
12.10.21	-232.6	-49.2	54.9	30.6	69.7	-34.4	-23.1	-870.3	-2.0
02.03.22	-55.1	-13.0	-49.8	16.8	-411.9	-0.9	-248.7	19.9	-60.7
24.08.22	-8.1	10.3	-7.2	67.2	18.7	-17.9	-244.7	-17.3	20.2
21.10.22	-51.9	12.8	-22.0	-27.2	17.5	-6.2	-584.4	-1039.6	-677.2
S → A									
30.06.21	26.6	-3.2	36.2	92.6	-359.5	-259.4	0.5	81.1	96.5
12.10.21	12.2	33.7	84.6	93.7	22.6	46.8	-15.9	76.4	69.8
02.03.22	55.1	26.7	48.6	17.9	-1908.9	-29.0	-11.7	22.9	29.3
24.08.22	-2.9	72.8	30.2	91.3	-85.7	-21.9	20.8	55.3	90.6
21.10.22	-406.8	-1059.9	84.2	16.3	95.3	86.8	63.3	33.7	68.8

Tabell 8 Renseeffekter for elementer assosiert med større partikler (> 1.2 µm) i tunnelvaskevann. F = ferskt tunnelvaskevann, S = sedimentert tunnelvaskevann, B = posefiltrert tunnelvaskevann, M = membranfiltrert tunnelvaskevann og A = adsorpsjonsfiltrert tunnelvaskevann. Pilen indikerer hvilke prosesser renseeffekten har blitt beregnet for. F → S betyr at renseeffekten har blitt beregnet mellom ferskt og sedimentert vaskevann. Ferskt tunnelvaskevann ble ikke hentet 24.08.22, og det er derfor ingen verdier for denne datoen.

	Al	As	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
F → S									
30.06.21	99.2	66.2	99.0	94.2	98.8	99.0	98.0	96.2	86.9
12.10.21	95.2	73.1	94.9	87.2	92.9	80.5	91.1	90.6	91.0
02.03.22	98.4	90.3	98.1	89.8	97.8	98.9	95.7	96.7	91.7
24.08.22									
21.10.22	-48.0	25.9	-48.6	-66.5	-30.0	-12.6	-124.0	92.6	-218.9
S → B									
30.06.21	22.7	-109.6	-831.4	-186.8	-115.3	-4748.0	-1090.2	-22.9	-93.1
12.10.21	-22.5	-31.8	-74.8	-21.9	-8.8	21.9	-100.6	-53.9	-108.5
02.03.22	21.3	79.5	30.1	1.2	-5.8	99.2	-5.8	-33.5	-14.8
24.08.22	12.0	35.9	24.2	7.2	17.5	57.9	14.7	4.9	5.0
21.10.22	-41.5	-52.2	-50.9	-65.1	-66.7	-110.0	-40.0	-38.5	-43.9
S → M									
30.06.21	92.1	79.2	73.2	62.8	-445.7	26.3	-15.4	-92.5	-822.8
12.10.21	95.5	34.6	80.9	-59.2	99.0	99.6	-23.5	-160.6	-74.9
02.03.22	96.8	40.7	60.8	0.7	95.9	99.2	57.2	-207.5	40.3
24.08.22	96.9	57.5	19.2	-299.4	96.7	96.5	14.7	-1139.4	-97.5
21.10.22	100.0	40.1	96.2	-126.9	99.1	99.7	25.4	-213.7	-11.3
S → A									
30.06.21	42.0	45.1	-27.7	-130.5	-354.0	-5685.6	-751.1	-44.4	-111.9
12.10.21	70.4	-185.4	81.1	27.0	-276.6	42.0	49.0	-64.0	-51.6
02.03.22	63.5	75.1	45.2	21.8	40.1	74.7	65.3	40.0	36.2
24.08.22	30.0	66.4	17.8	21.9	17.3	58.6	27.0	15.1	27.2
21.10.22	74.8	13.1	61.7	31.8	66.4	45.8	48.1	59.1	49.1

Tabell 9 Renseeffekter for elementer assosiert med mindre partikler (1.2 - 0.45 µm) i tunnelvaskevann. F = ferskt tunnelvaskevann, S = sedimentert tunnelvaskevann, B = posefiltrert tunnelvaskevann, M = membranfiltrert tunnelvaskevann og A = adsorpsjonsfiltrert tunnelvaskevann. Pilen indikerer hvilke prosesser renseeffekten har blitt beregnet for. F → S betyr at renseeffekten har blitt beregnet mellom ferskt og sedimentert vaskevann. Ferskt tunnelvaskevann ble ikke hentet 24.08.22, og det er derfor ingen verdier for denne dato.

	Al	As	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
F → S									
30.06.21	-11.4	-203.4	-6011.7	-1267.3	-321.9	-9991.8	-1267.0	-490.6	-25451.7
12.10.21	55.1	-286.1	43.3	64.5	8.3	23.7	65.2	-78.8	50.2
02.03.22	73.9	-10.4	-30.7	-78.7	-868.0	100.0	34.9	-146.1	-343.2
24.08.22									
21.10.22	35.4	2.9	34.1	38.7	64.3	7.1	4.0	97.8	-71.6
S → B									
30.06.21	-107.2	-73.7	92.5	62.1	-21.3	99.0	87.3	-27.8	-24.5
12.10.21	-25.1	-36.5	-69.6	-154.9	-0.6	-393.7	-78.4	-6.5	-265.6
02.03.22	-50.5	-99.4	-61.8	-22.1	-23.6	-4991.7	-15.7	1.2	-11.0
24.08.22	5.6	-177.9	14.9	-14.8	-52.7	-83.6	0.0	-8.4	-16.1
21.10.22	52.1	11.8	94.0	-52.9	69.2	55.4	-4.2	67.1	67.2
S → M									
30.06.21	82.2	85.4	98.3	92.1	92.6	-12.6	91.5	-1895.9	98.6
12.10.21	45.4	-87.5	11.0	61.8	96.9	-110.6	-917.1	-193.1	92.9
02.03.22	95.9	16.7	44.6	84.3	49.9	-12714.2	-395.5	-306.4	-38.8
24.08.22	99.3	-32.2	18.0	-59.1	81.2	-51.6	-199.7	-444.9	-91.1
21.10.22	96.9	36.0	60.5	-401.4	94.4	-45.8	-697.7	-1533.3	63.3
S → A									
30.06.21	-66.2	-87.1	95.5	15.9	20.7	47.8	93.2	-7.3	-63.5
12.10.21	38.5	19.4	-27.3	-33.2	-185.8	-597.9	-65.2	75.8	31.8
02.03.22	-4.8	-40.1	-30.3	7.6	50.7	-15791.9	-10.5	14.4	0.9
24.08.22	-39.1	79.0	18.0	-88.9	7.0	99.2	0.0	-13.2	-43.9
21.10.22	13.8	-79.1	-6.5	19.8	24.0	81.2	-4.2	28.2	26.2

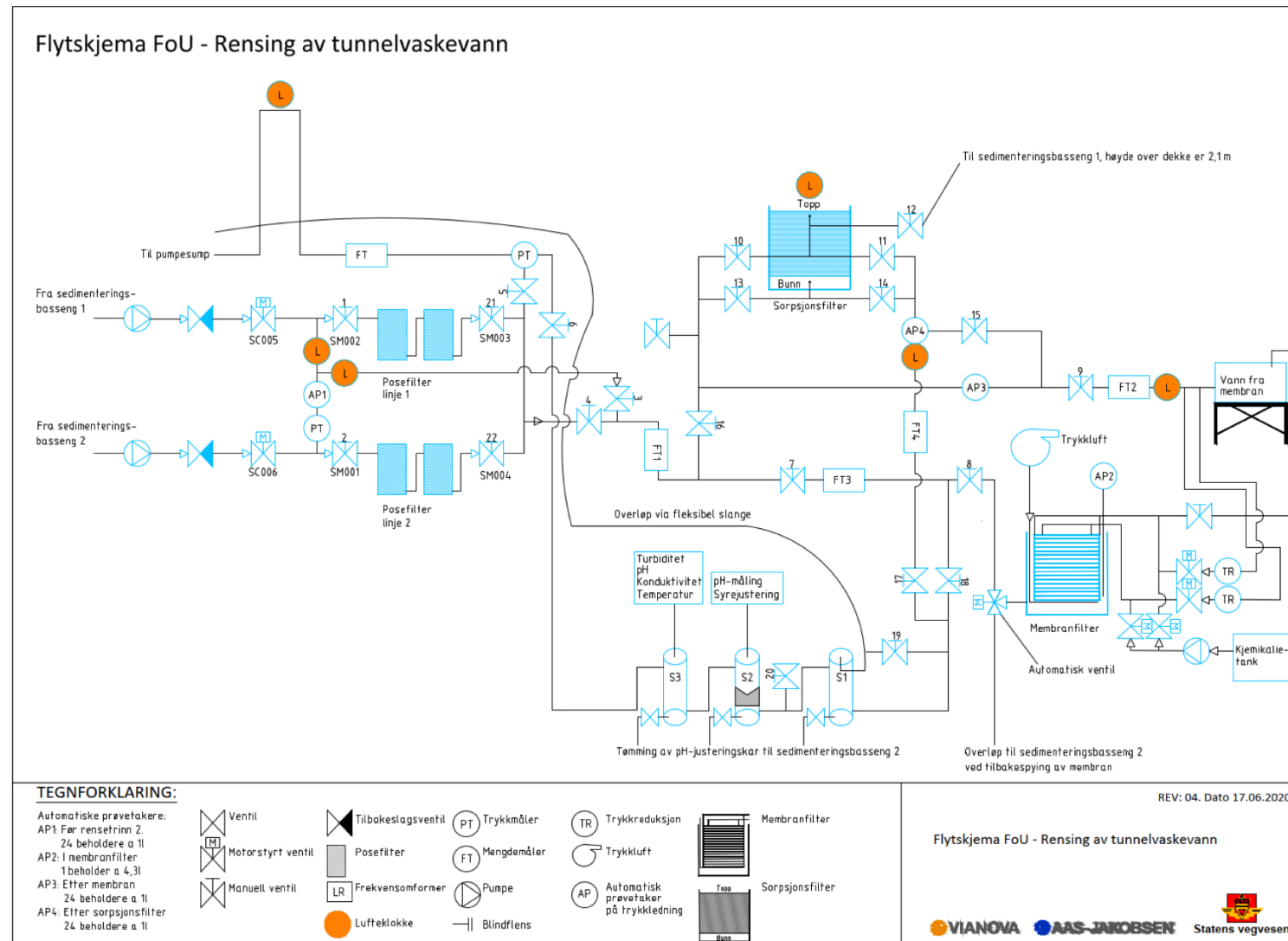
Tabell 10 Renseeffekter for elementer assosiert med kolloider og oppløste forbindelser (0.45 µm – 3 kDa) i tunnelvaskevann. F = ferskt tunnelvaskevann, S = sedimentert tunnelvaskevann, B = posefiltrert tunnelvaskevann, M = membranfiltrert tunnelvaskevann og A = adsorpsjonsfiltrert tunnelvaskevann. Pilen indikerer hvilke prosesser renseeffekten har blitt beregnet for. F → S betyr at renseeffekten har blitt beregnet mellom ferskt og sedimentert vaskevann. Ferskt tunnelvaskevann ble ikke hentet 24.08.22, og det er derfor ingen verdier for denne dato.

	Al	As	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
F → S									
30.06.21	-48.3	10.3	-60.9	-1267.3	-90.2	4.6	84.1	9.0	57.4
12.10.21	67.2	6.9	23.9	64.5	28.7	47.4	46.5	38.7	64.7
02.03.22	-54.6	87.9	-79.2	-78.7	-263.9	-205546.3	88.7	-78.5	98.3
24.08.22									
21.10.22	-1857.8	-605.0	-81.2	38.7	-165.6	-310.9	-34.3	98.3	99.4
S → B									
30.06.21	18.5	89.0	7.9	62.1	55.5	99.9	84.6	99.6	99.8
12.10.21	5.2	-30.3	-59.2	-154.9	-71.4	60.3	59.8	69.7	99.2
02.03.22	42.3	-110.3	-64.6	-22.1	-22.3	-198.7	-77.4	98.3	0.0
24.08.22	31.9	54.4	-4.6	-14.8	15.4	46.9	53.6	29.5	97.7
21.10.22	11.8	19.9	9.7	-52.9	60.6	8.1	7.6	-26.3	87.3
S → M									
30.06.21	26.9	84.8	-11.5	92.1	6.9	17.2	84.6	99.6	99.8
12.10.21	78.5	81.9	61.8	61.8	83.9	-78.7	-13.4	-373.8	99.2
02.03.22	-174.1	-1526.5	-127.0	84.3	-148.4	-66.7	-1021.0	54.4	0.0
24.08.22	31.6	72.4	1.3	-59.1	19.2	52.7	-870.7	17.4	97.7
21.10.22	-127.3	20.3	-39.6	-401.4	18.5	-9.9	-635.0	-913.5	87.3
S → A									
30.06.21	-60.7	80.3	37.3	15.9	-1099.8	-6508.8	84.6	39.9	99.8
12.10.21	27.9	77.1	92.2	-33.2	9.9	99.6	-4.4	83.2	99.2
02.03.22	-63.5	-1194.5	37.8	7.6	-5524.1	34.5	86.6	18.9	0.0
24.08.22	-5.7	95.2	33.6	-88.9	-86.9	-65.3	92.8	61.7	97.7
21.10.22	-134.6	-447.5	92.7	19.8	96.2	56.0	89.4	46.8	-42.8

Tabell 11 Renseeffekter for helt oppløste (< 3 kDa) elementer i tunnelvaskevann. F = ferskt tunnelvaskevann, S = sedimentert tunnelvaskevann, B = posefiltrert tunnelvaskevann, M = membranfiltrert tunnelvaskevann og A = adsorpsjonsfiltrert tunnelvaskevann. Pilen indikerer hvilke prosesser renseeffekten har blitt beregnet for. F → S betyr at renseeffekten har blitt beregnet mellom ferskt og sedimentert vaskevann. Ferskt tunnelvaskevann ble ikke hentet 24.08.22, og det er derfor ingen verdier for denne dato.

	Al	As	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
F → S									
30.06.21	75.4	15.4	69.3	35.4	-1200.5	-13.0	-13.1	-20.7	9.3
12.10.21	36.5	-25.7	31.3	-34.6	-7.7	-83.5	-13.6	-254.3	-25.7
02.03.22	40.0	-6.4	50.2	83.1	-290.0	-7715.4	37.5	-86.9	87.3
24.08.22									
21.10.22	28.8	2.4	-18.6	86.5	-101.2	-2.0	3.0	99.7	61.1
S → B									
30.06.21	-25.3	-46.3	-72.7	76.3	25.9	-206.3	16.2	74.5	73.4
12.10.21	-37.7	-20.6	6.9	85.9	-146.0	24.0	-14.0	52.4	62.6
02.03.22	-4.3	6.3	3.3	3.9	60.5	-9.4	3.0	31.1	8.5
24.08.22	-5.3	-8.7	-2.5	72.8	-5.8	-12.6	-2.3	26.2	54.8
21.10.22	-7.4	-5.0	-19.5	-464.4	2.9	-6.7	-1.9	-143.2	-92.0
S → M									
30.06.21	-839.6	22.4	-14.7	90.3	38.3	-26.7	1.4	-562.1	92.1
12.10.21	-374.4	-45.3	48.3	-15.2	30.5	-6.7	-28.6	-918.2	-11.2
02.03.22	-36.1	11.0	-20.8	24.8	-199.2	1.5	-232.8	3.1	-60.0
24.08.22	-24.1	-13.6	-13.6	26.9	6.7	-20.5	-224.8	-310.5	-259.1
21.10.22	-9.6	8.7	-5.2	-317.9	-6.7	-5.8	-573.9	-2684.4	-378.5
S → A									
30.06.21	82.0	24.4	35.2	60.3	30.9	92.1	3.1	91.6	51.1
12.10.21	-0.6	38.4	79.9	83.8	29.5	-95.0	-21.2	80.0	60.0
02.03.22	73.7	44.5	52.6	50.2	61.6	-29.3	-15.0	69.6	29.1
24.08.22	-1.8	64.2	27.7	77.9	-55.1	-20.3	10.8	1.6	49.1
21.10.22	-559.4	-1387.9	75.9	-12.9	73.8	90.6	57.9	-136.8	72.7

9.2 Flytskjema til FOU-anlegget i Bjørnegårdtunnelen



Figur 9-1: Detaljert flytskjema til FOU anlegget i Bjørnegårdtunnelen (1)

9.3 Oversikt over forekomstfrekvens og risikokvotienter for ulike forurensende forbindelser

Følgende figurer viser påvisningsfrekvensen og risikokvotientene for metallene og de organiske kjemikalierne som er funnet i TVV. Det er beregnet ulike typer risikokvotienter, avhengig av type mottaker (hav- eller ferskvann), oppløst og total fraksjon, og for median- og maksimale konsentrasjoner.

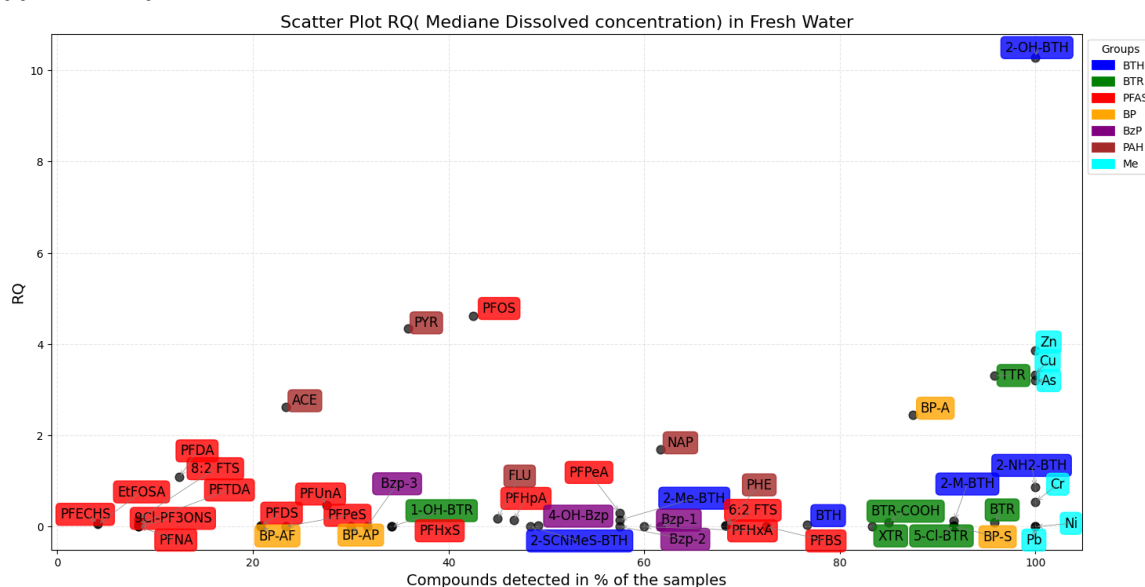
Risikokvotienten er definert som:

$$RQ = \frac{\text{Målt konsentrasjon}}{PNEC}$$

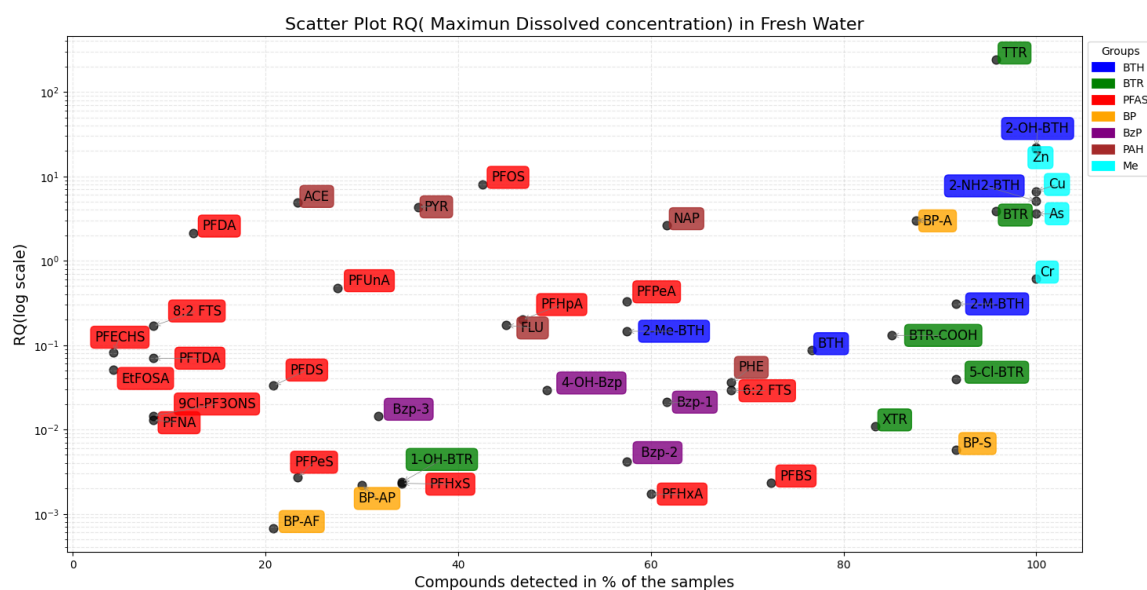
der PNEC står for Predicted No-Effect Concentration, en konsentrasjon definert som er konsentrasjonen av en kjemikalie som markerer grensen under hvilken det ikke måles noen skadelige effekter av eksponering i et økosystem. PNEC-verdier er ment å være konservative og forutsi konsentrasjonen ved hvilken en kjemikalie sannsynligvis ikke vil ha noen toksisk effekt. Risikokvotienter større enn 1 indikerer at et økosystem kan bli skadet av de aktuelle forurensningene. De kan også ses på som en indikasjon på hvor mye vannet må fortynnes for å unngå skade på økosystemet. Det bør igjen bemerkes at denne typen risikovurdering kun tar hensyn til enkeltkjemikalier, hvordan en kjemikalie ville påvirke hvis det var til stede i vannet alene. Dette er ikke tilfelle i virkeligheten, hvor kjemikalier vil virke sammen som en blanding, noe som sannsynligvis vil resultere i større effekter enn summen av alle individuelle effekter. Videre kan denne typen tilnærming kun brukes på kjemikalier som har blitt analysert, og ikke på den ukjente fraksjonen, som antas å være til stede.

9.3.1 Ferskvann

Oppløst fraksjon

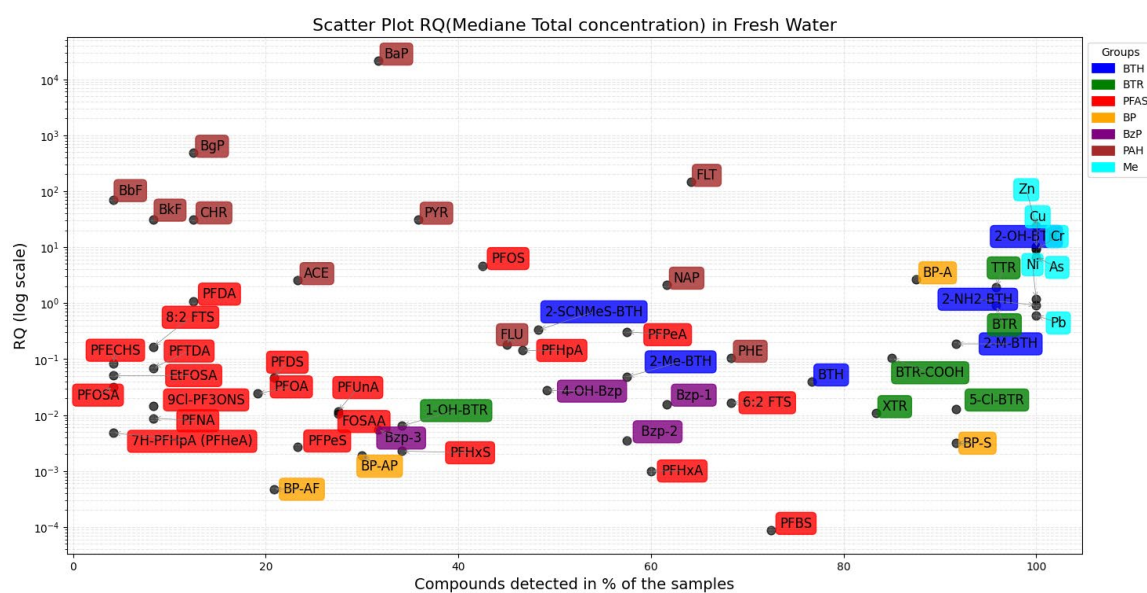


Figur 9-2: Deteksjonsfrekvens og RQ for oppløste forbindelser, basert på PNEC for ferskvannsresipienter og median konsentrasjon.



Figur 9-3: Deteksjonsfrekvens og RQ for oppløste forbindelser, basert på PNEC for ferskvannsresipienter og maksimal konsentrasjon (y-aksen har logaritmisk skala).

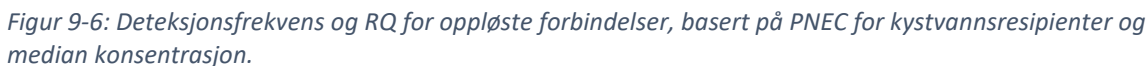
Total fraksjon – oppløst og partikkelbundet

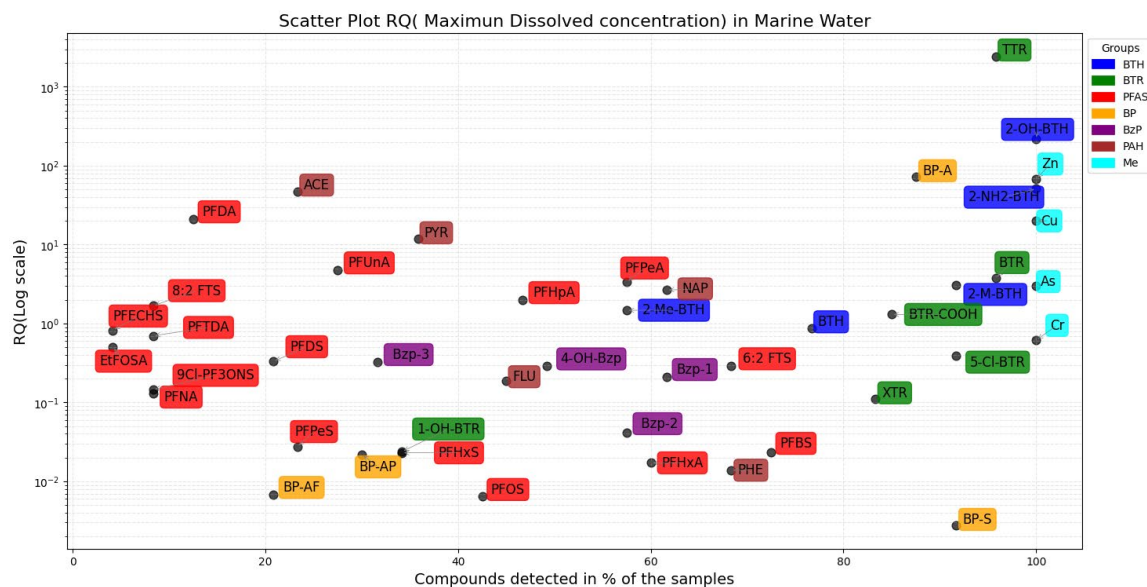


Figur 9-4: Deteksjonsfrekvens og RQ for oppløste og partikkelbundne forbindelser, basert på PNEC for ferskvannsresipienter og median konsentrasjon (y-aksen har logaritmisk skala).



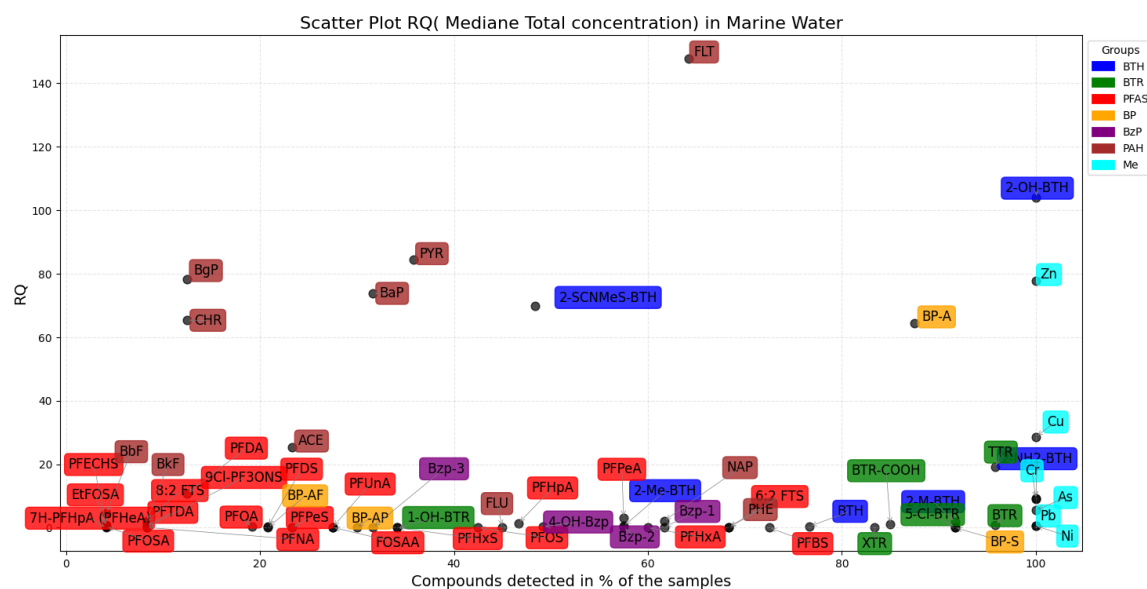
Oppløst fraksjon



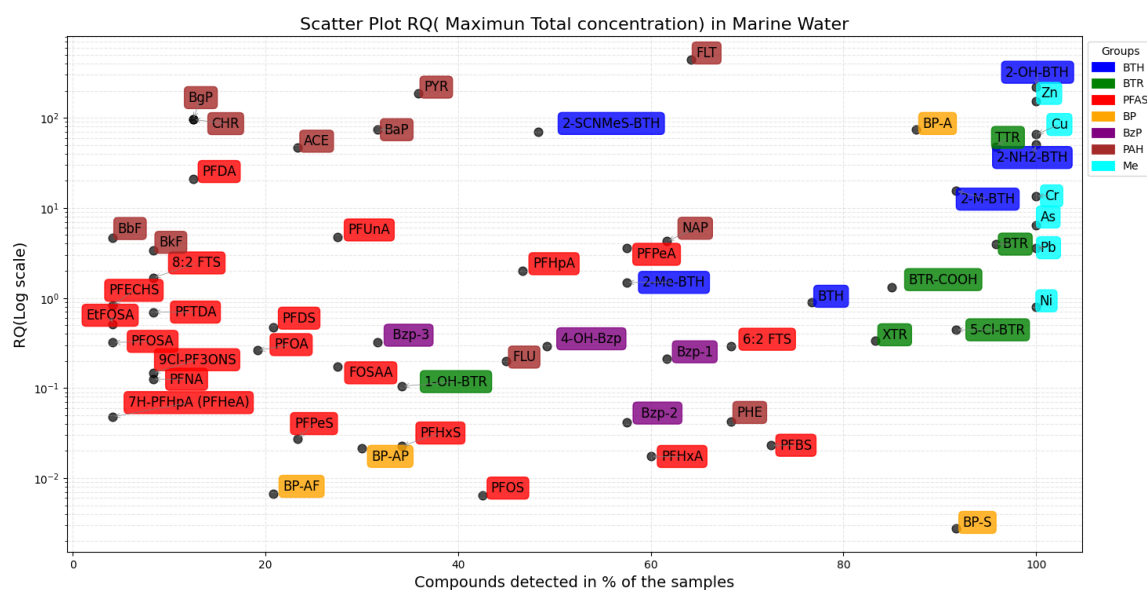


Figur 9-7: Deteksjonsfrekvens og RQ for oppløste forbindelser, basert på PNEC for kystvannsresipienter og den høyeste målte konsentrasjonen (y-aksen har logaritmisk skala).

Total fraksjon – oppløst og partikkelbundet



Figur 9-8: Deteksjonsfrekvens og RQ for oppløste og partikkelbundne forbindelser, basert på PNEC for kystvannsresipienter og median konsentrasjon.



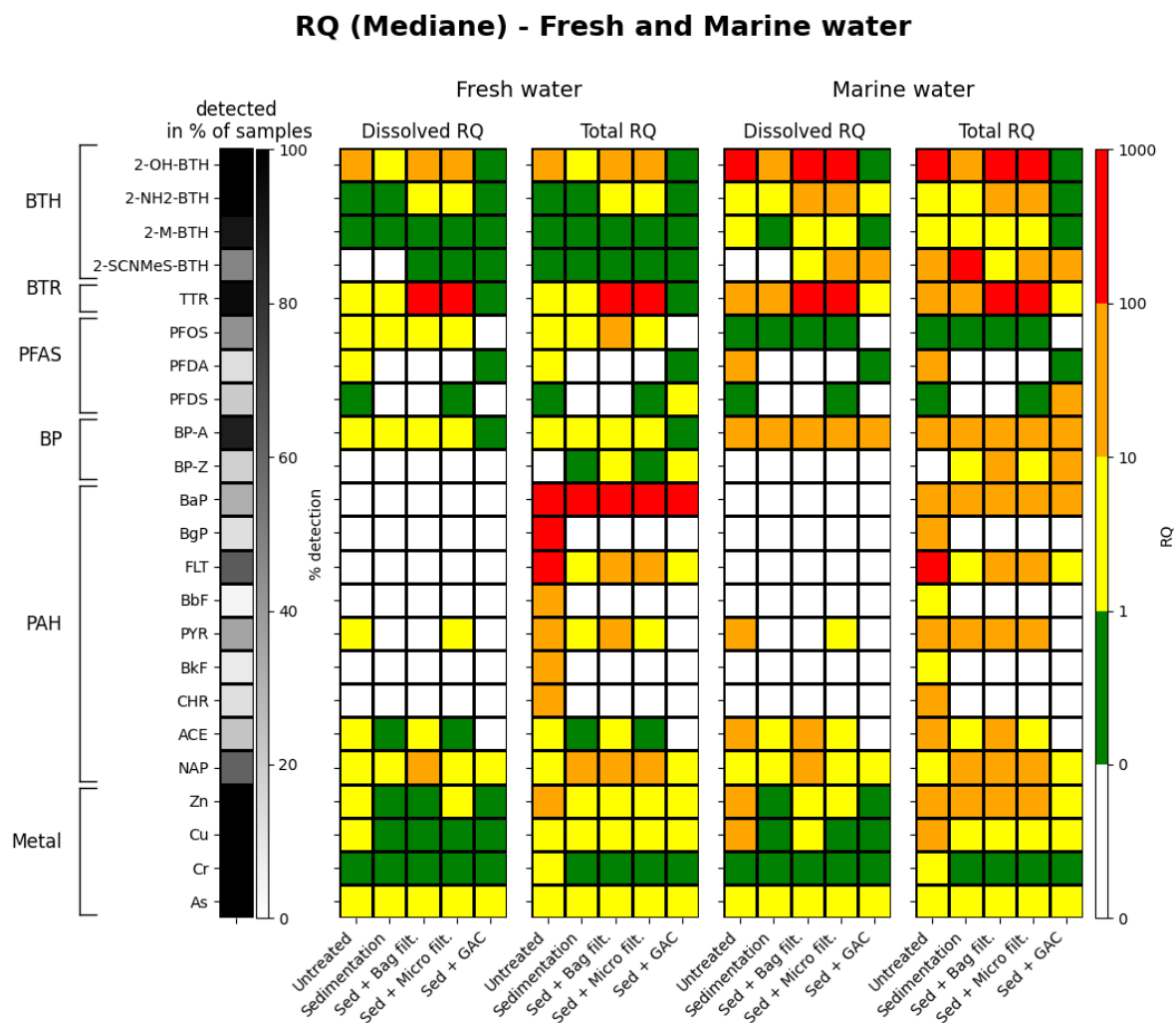
Figur 9-9: Deteksjonsfrekvens og RQ for oppløste og partikkelbundne forbindelser, basert på PNEC for kystvannsresipienter og den høyeste målte konsentrasjonen (y-aksen har logaritmisk skala).

9.4 Risikokvotienter avhengig av resipienttype og behandling

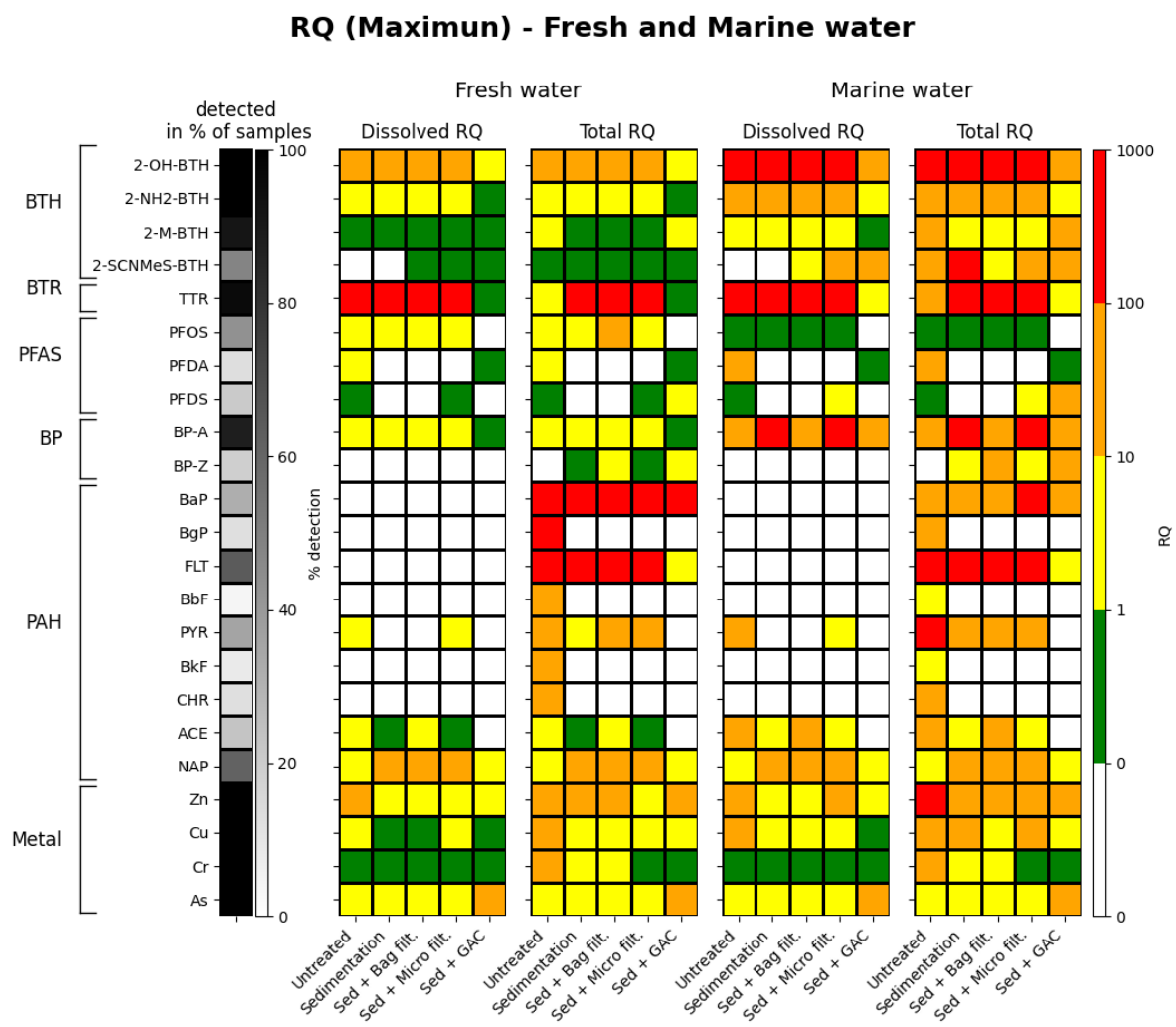
Figurene i dette vedlegget oppsummerer deteksjonsfrekvens og risikokvotientene for alle forbindelser, resipienttyper og behandlingsformer, både for oppløste forbindelser og totalinnhold.

9.4.1 Sammendrag

Figur 9-10 og Figur 9-11 viser risikokvotienter til de viktigste organiske forbindelsene og metallene, i avhengighet av median- eller maksimumkonsentrasjonen som ble funnet i alle prøvene.



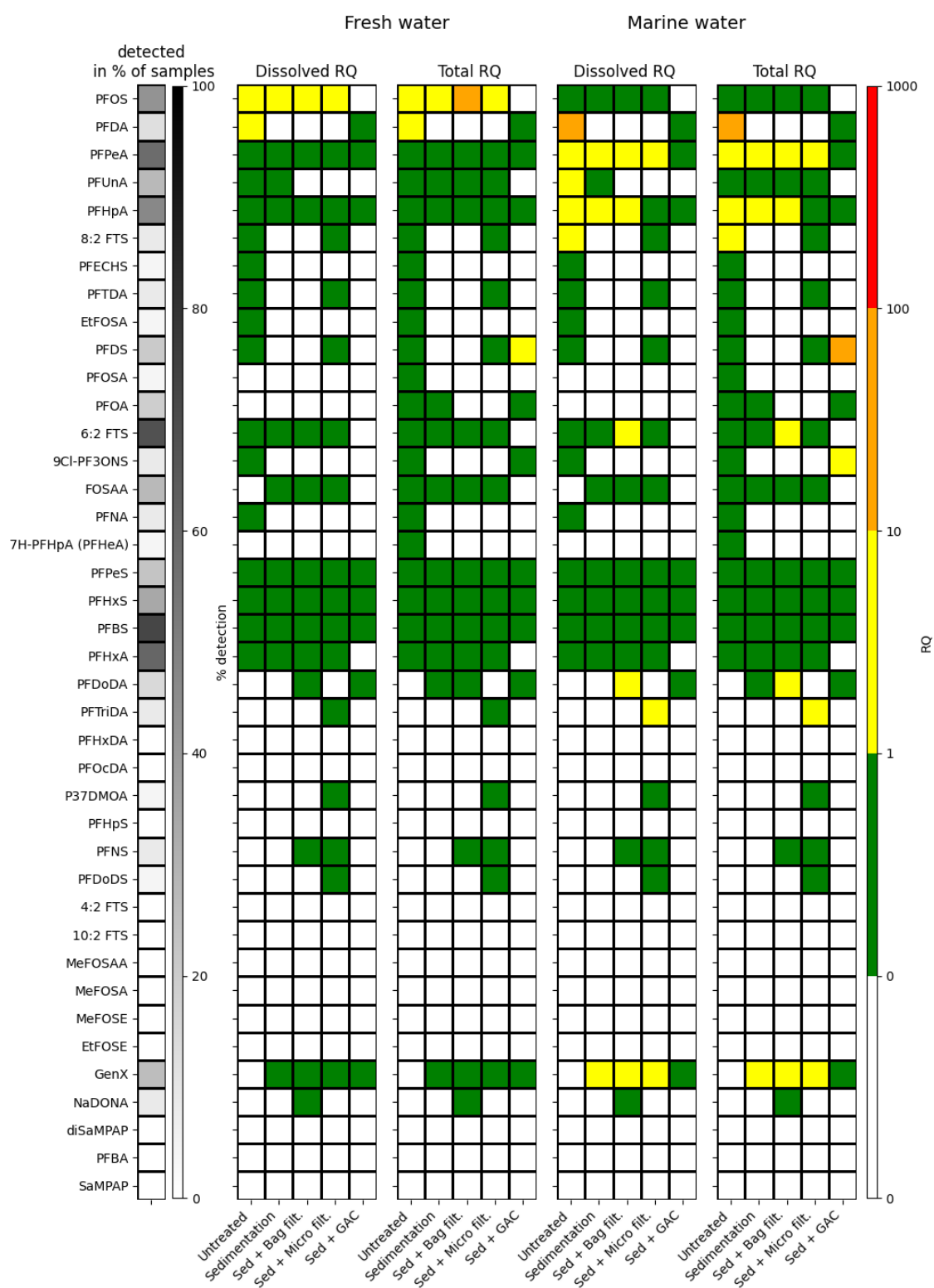
Figur 9-10: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på mediankonsentrasjoner for de viktigste organiske miljøgifter og metaller, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.



Figur 9-11: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **maksimalkonsentrasjoner** for de viktigste organiske miljøgifter og metaller, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

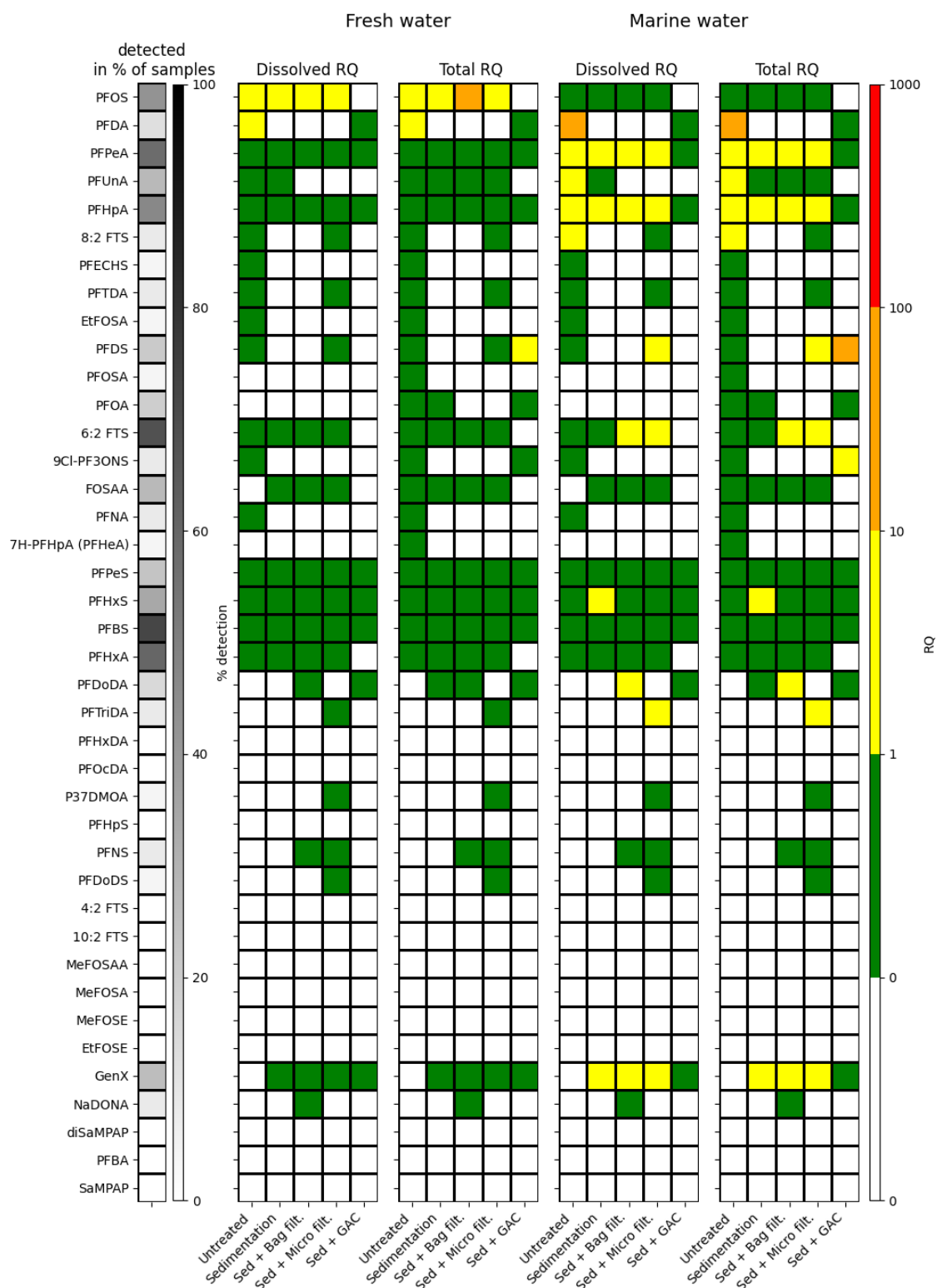
9.4.2 Per- og polyfluoralkylstoffer (PFAS)

RQ (Mediane) - Fresh and Marine water



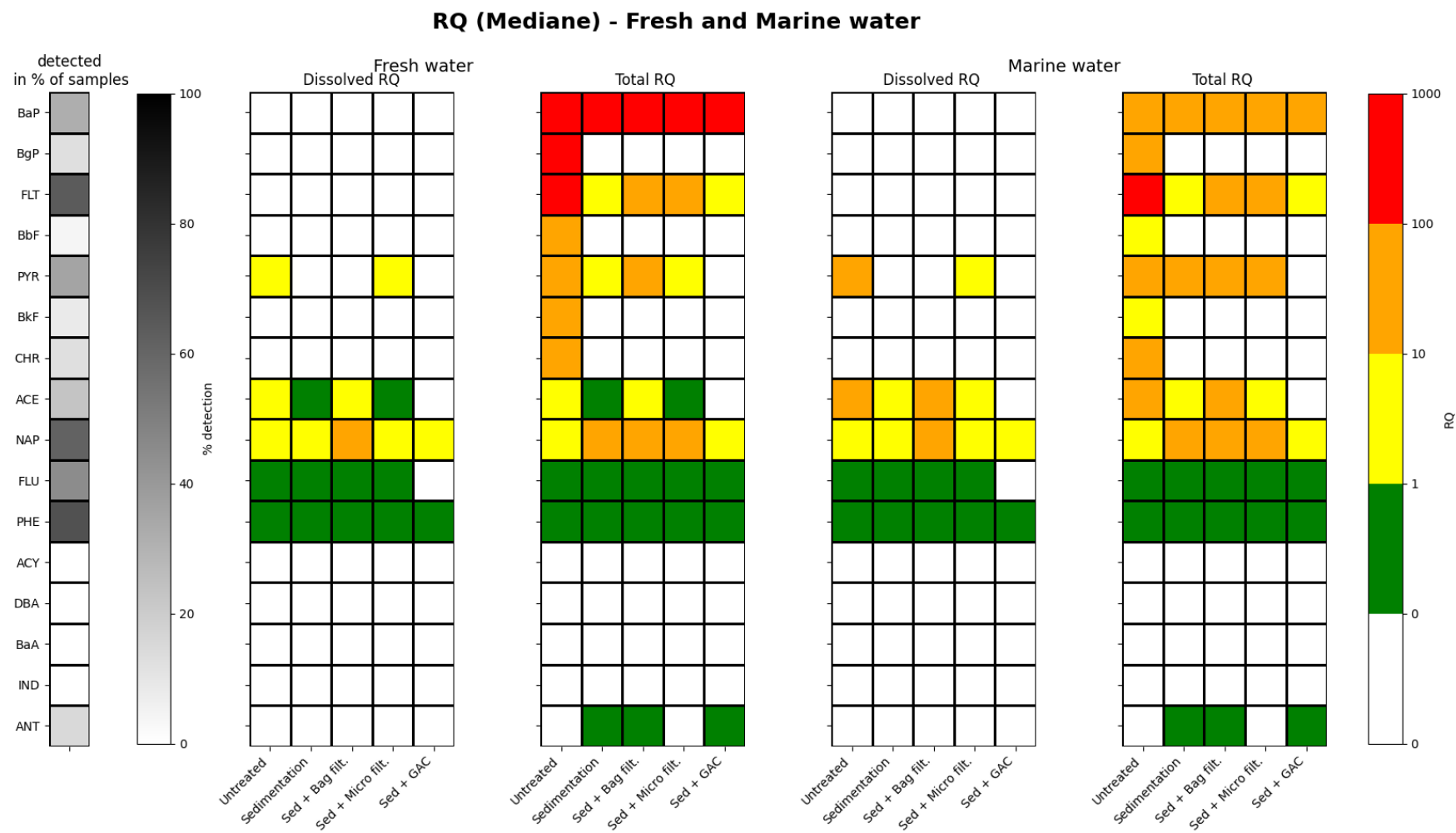
Figur 9-12: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på mediankonsentrasjoner for alle analyserte PFAS, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

RQ (Maximun) - Fresh and Marine water

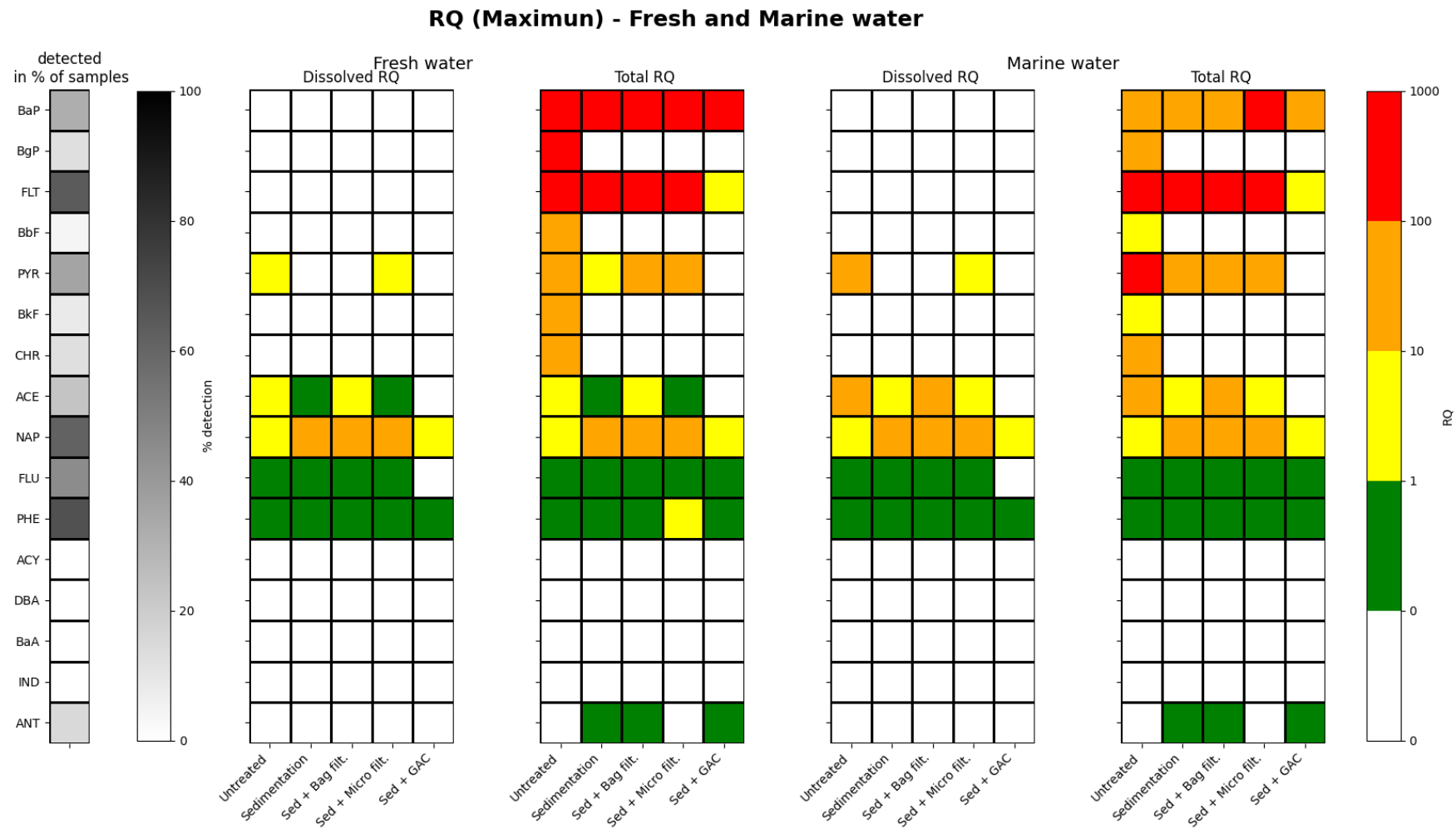


Figur 9-13: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **maksimalkonsentrasjoner** for alle analyserte PAH, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

9.4.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

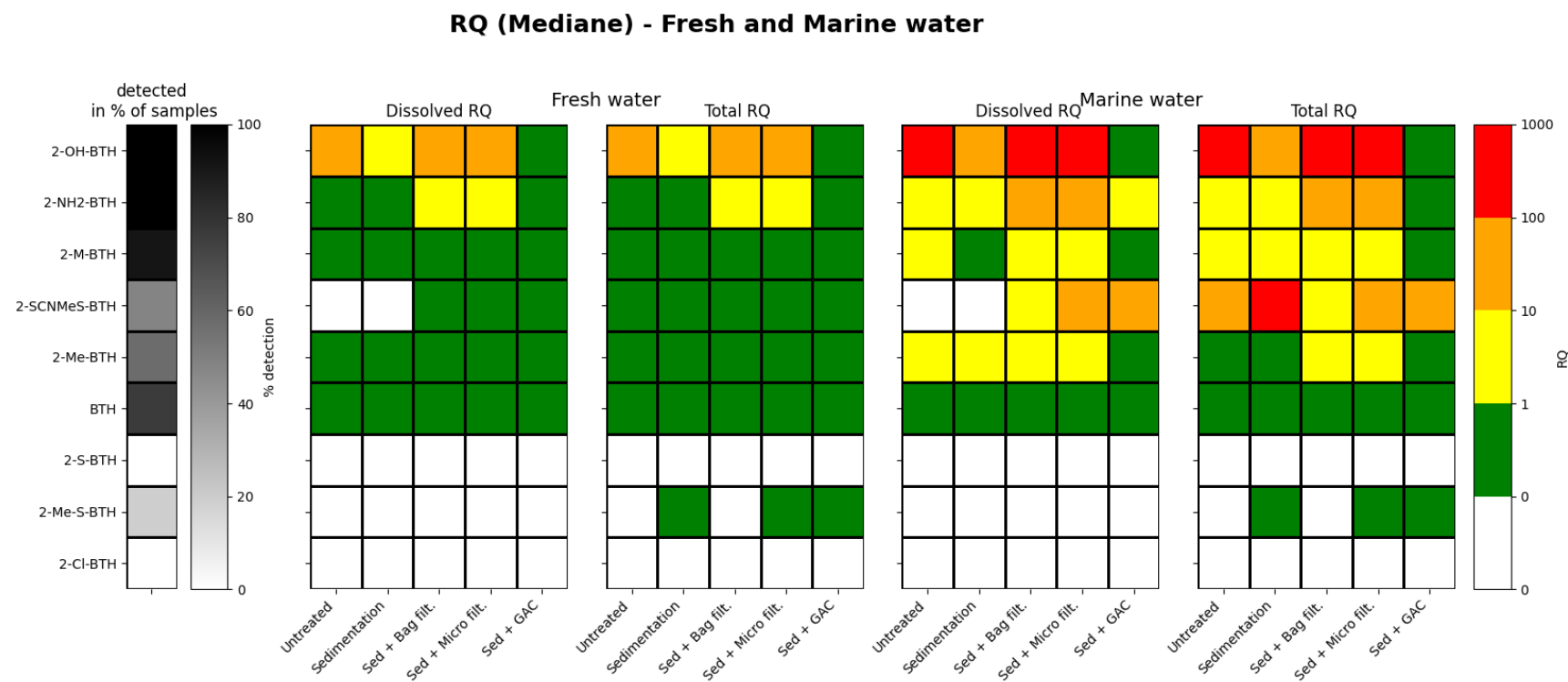


Figur 9-14: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **mediankonsentrasjoner** for alle analyserte PAH, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

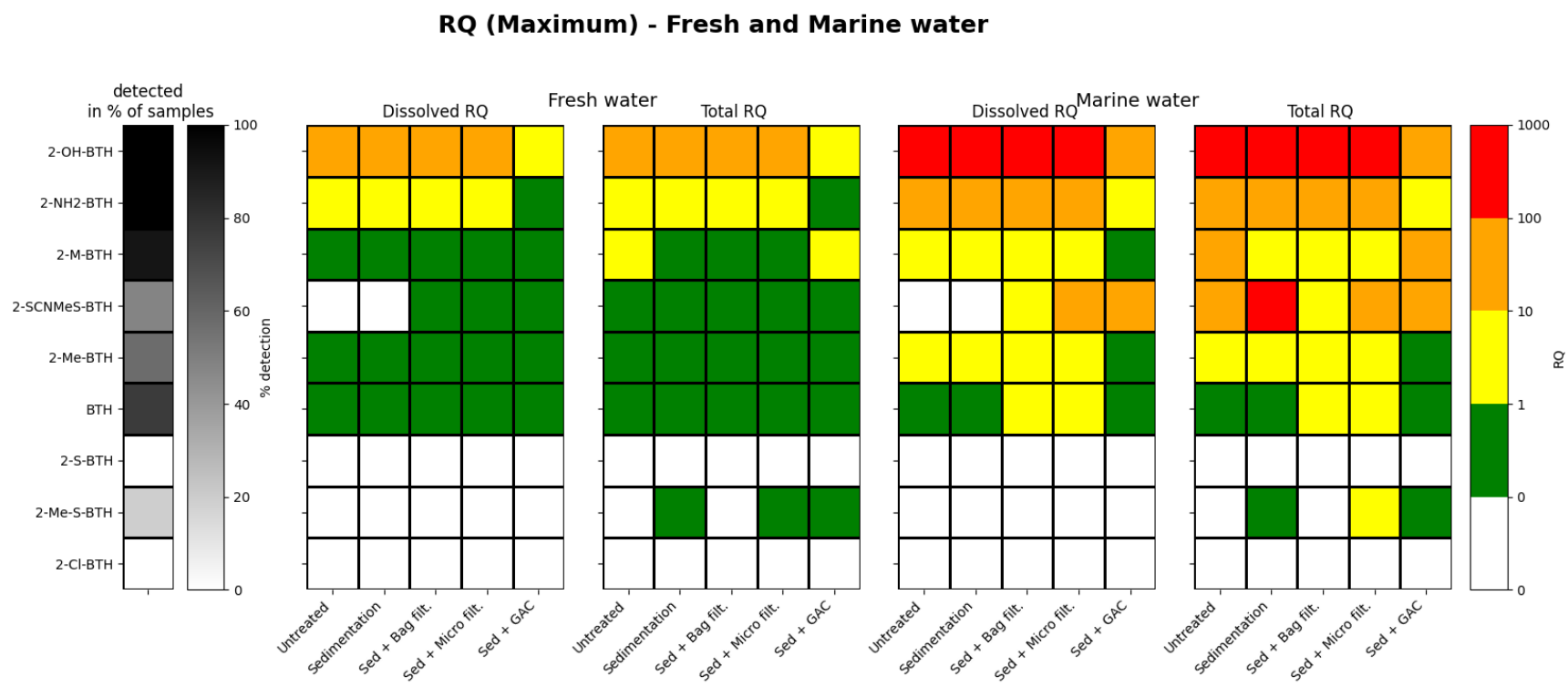


Figur 9-15: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **maksimalkonsentrasjoner** for alle analyserte PAH, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

9.4.4 Benzotiazoler (BTH)

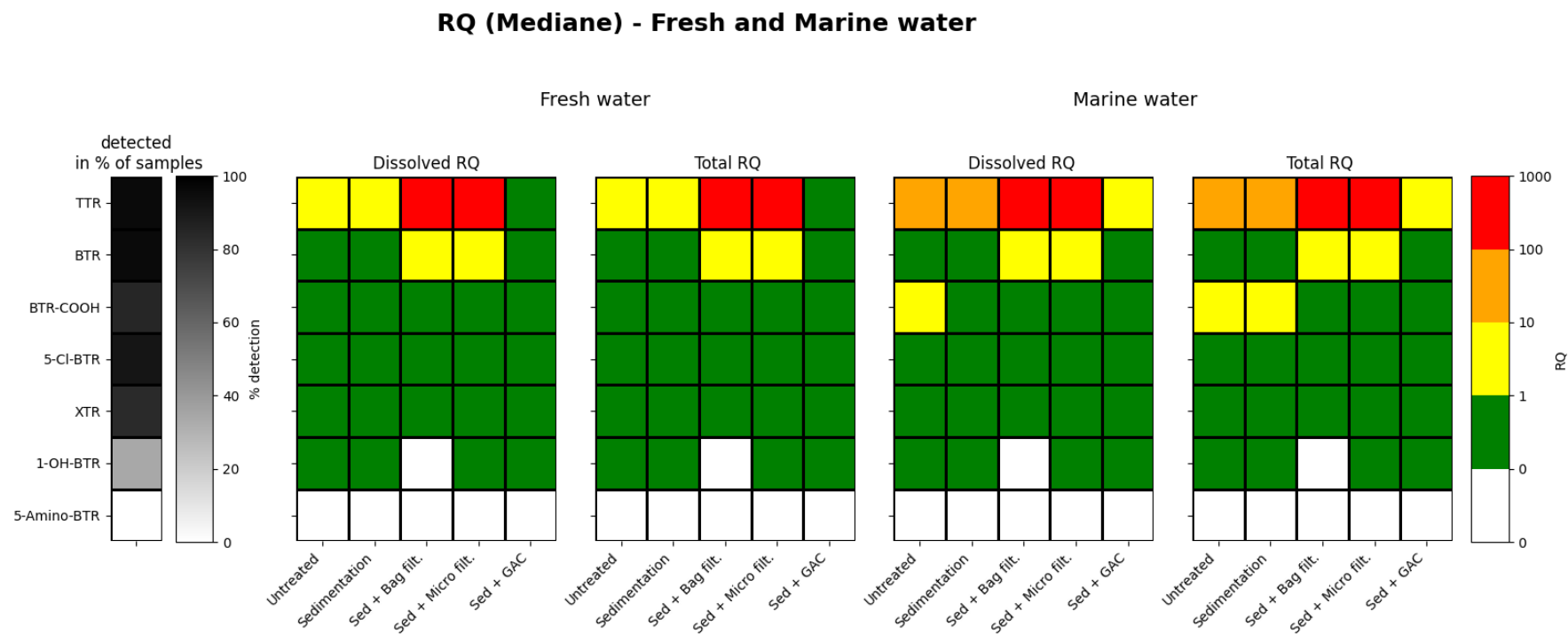


Figur 9-16: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på mediankonsentrasjoner for alle analyserte BTH, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.



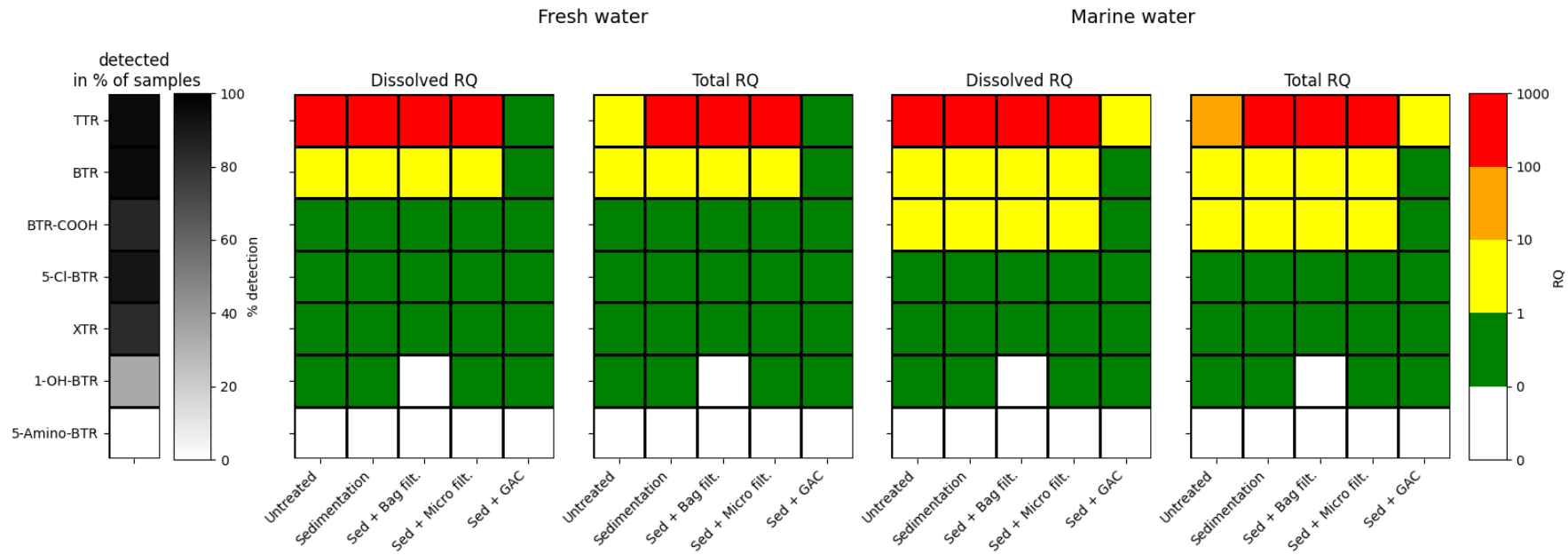
Figur 9-17: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **maksimalkonsentrasjoner** for alle analyserte BTH, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

9.4.5 Benzotriazoler (BTR)



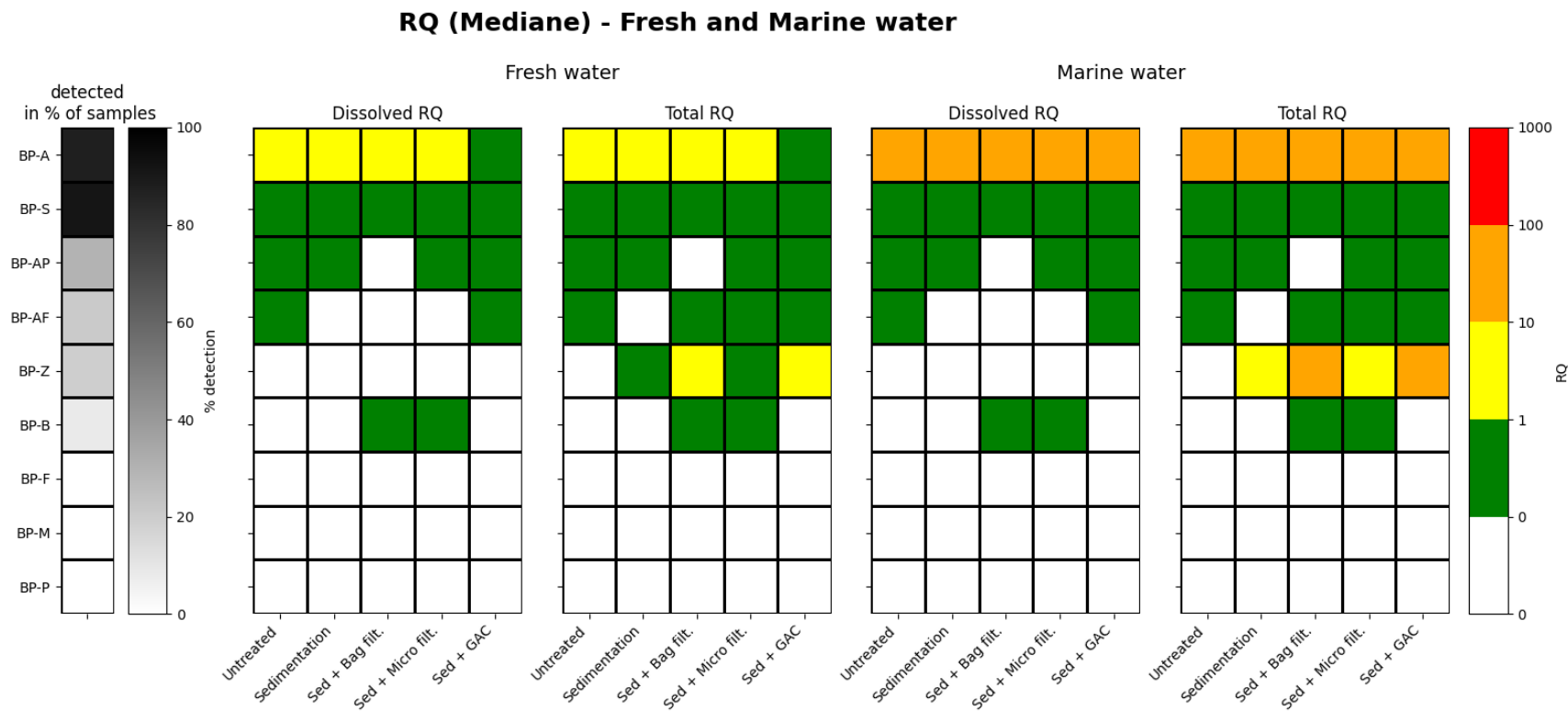
Figur 9-18: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **mediankonsentrasjoner** for alle analyserte BTR, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

RQ (Maximum) - Fresh and Marine water

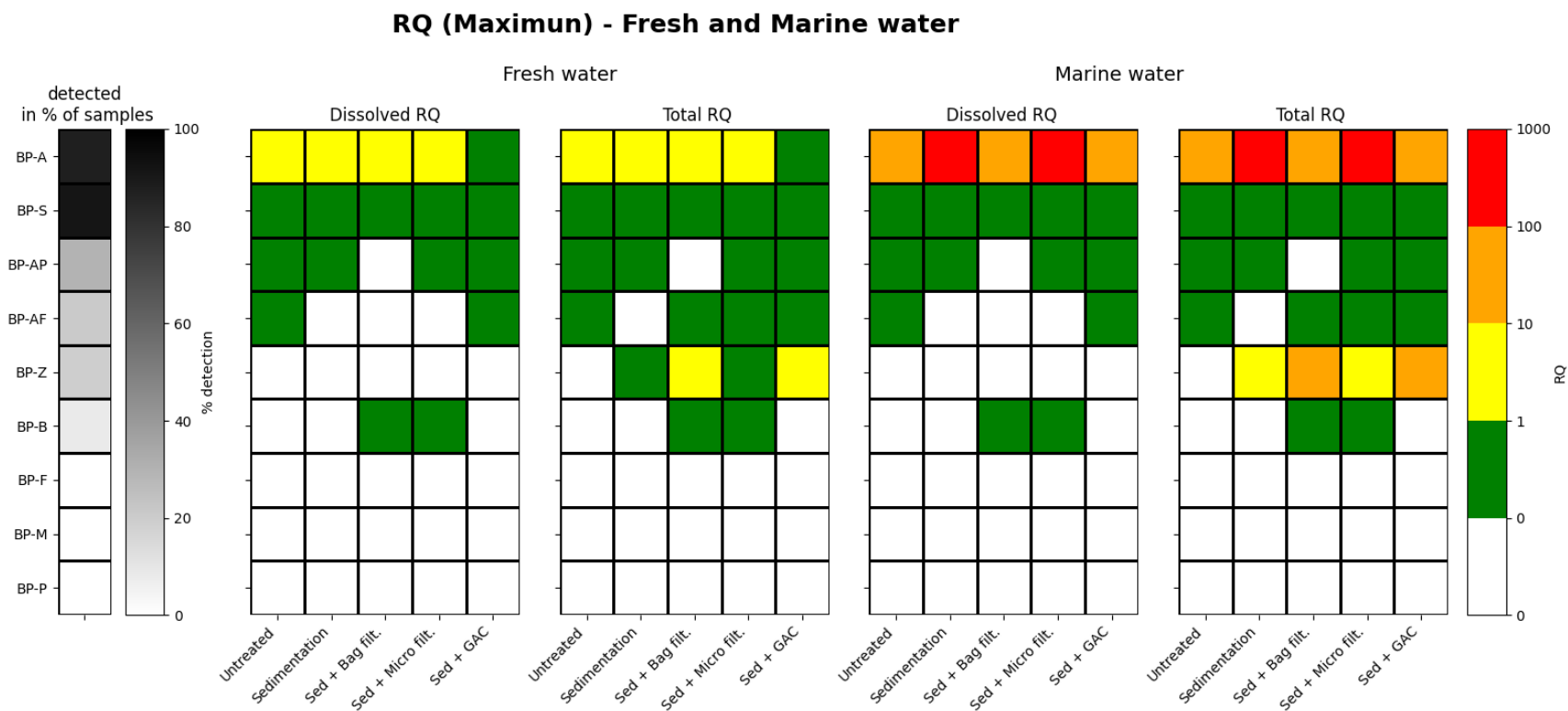


Figur 9-19: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **maksimalkonsentrasjoner** for alle analyserte BTR, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

9.4.6 Bisfenoler (BP)

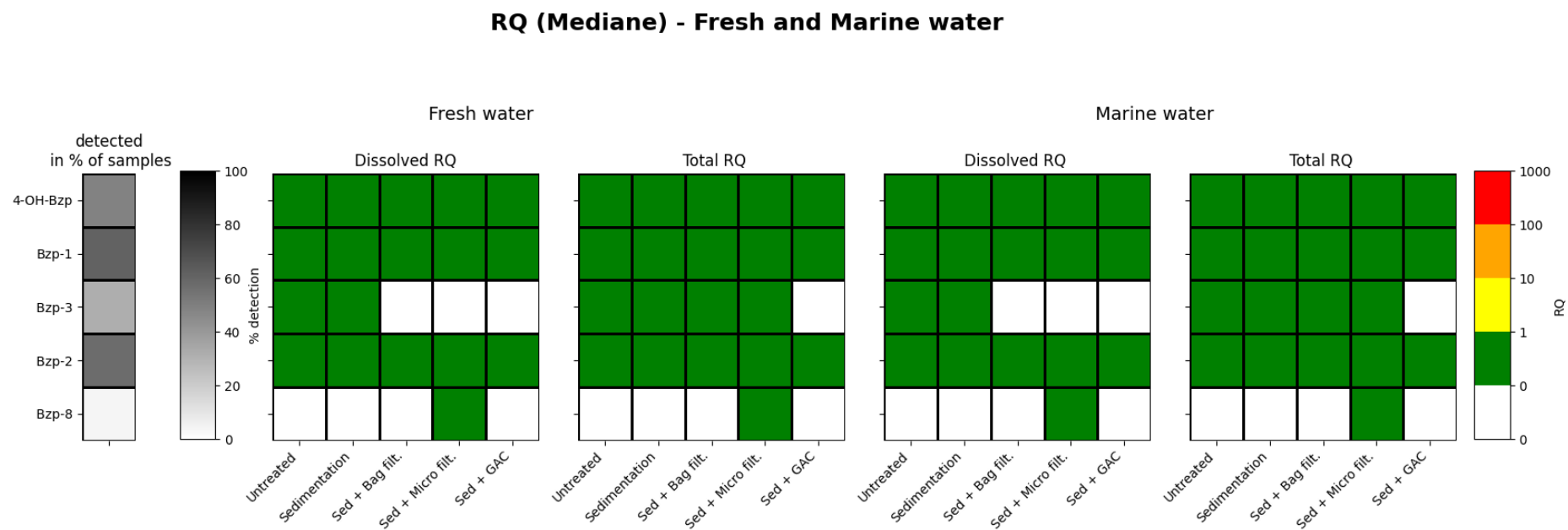


Figur 9-20: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **mediankonsentrasjoner** for alle analyserte BP, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.



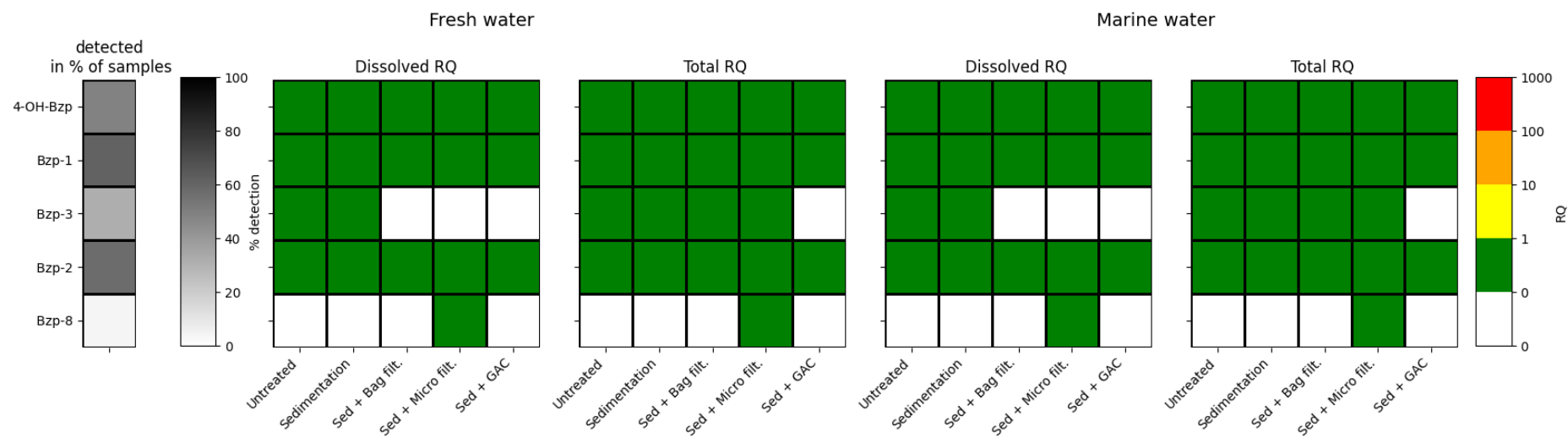
Figur 9-21: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **maksimalkonsentrasjoner** for alle analyserte BP, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

9.4.7 Benzofenoner (BzP)



Figur 9-22: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på mediankonsentrasjoner for alle analyserte BzP, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

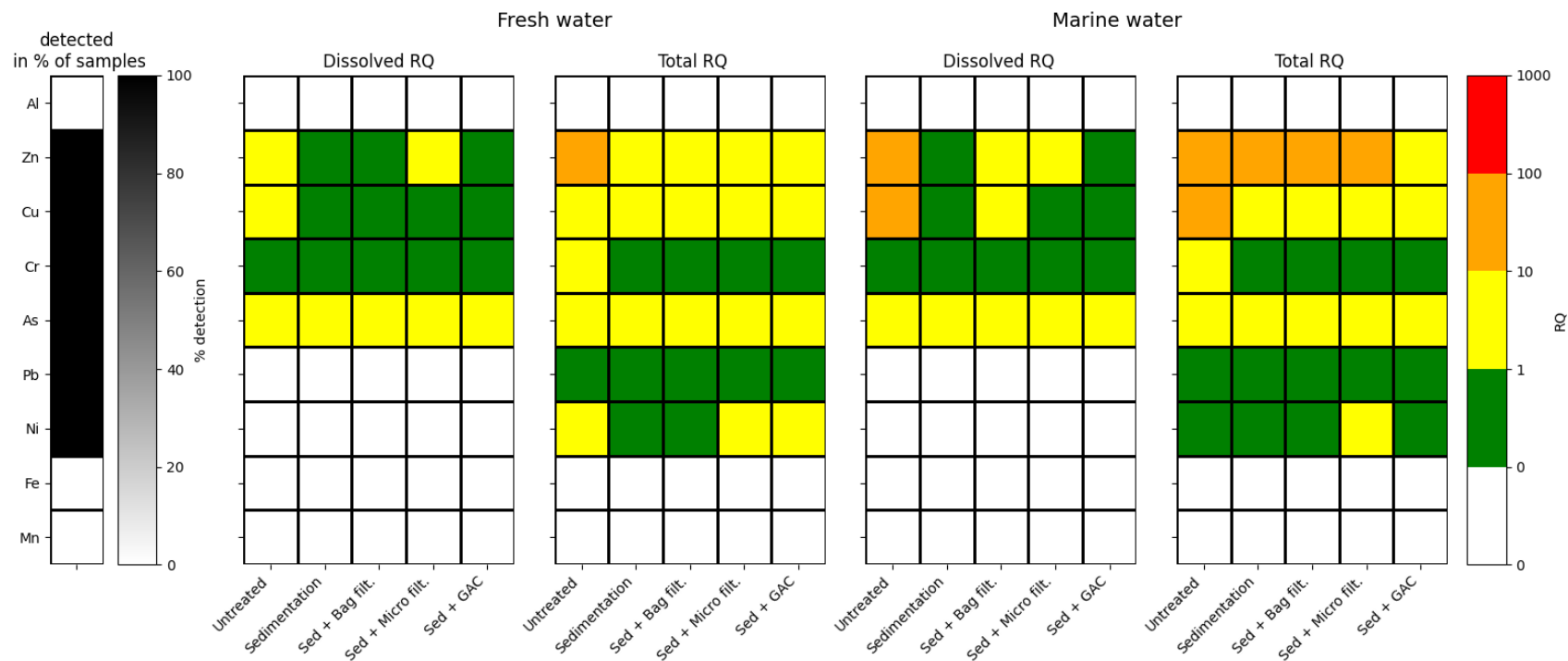
RQ (Maximun) - Fresh and Marine water



Figur 9-23: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **maksimalkonsentrasjoner** for alle analyserte BzP, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

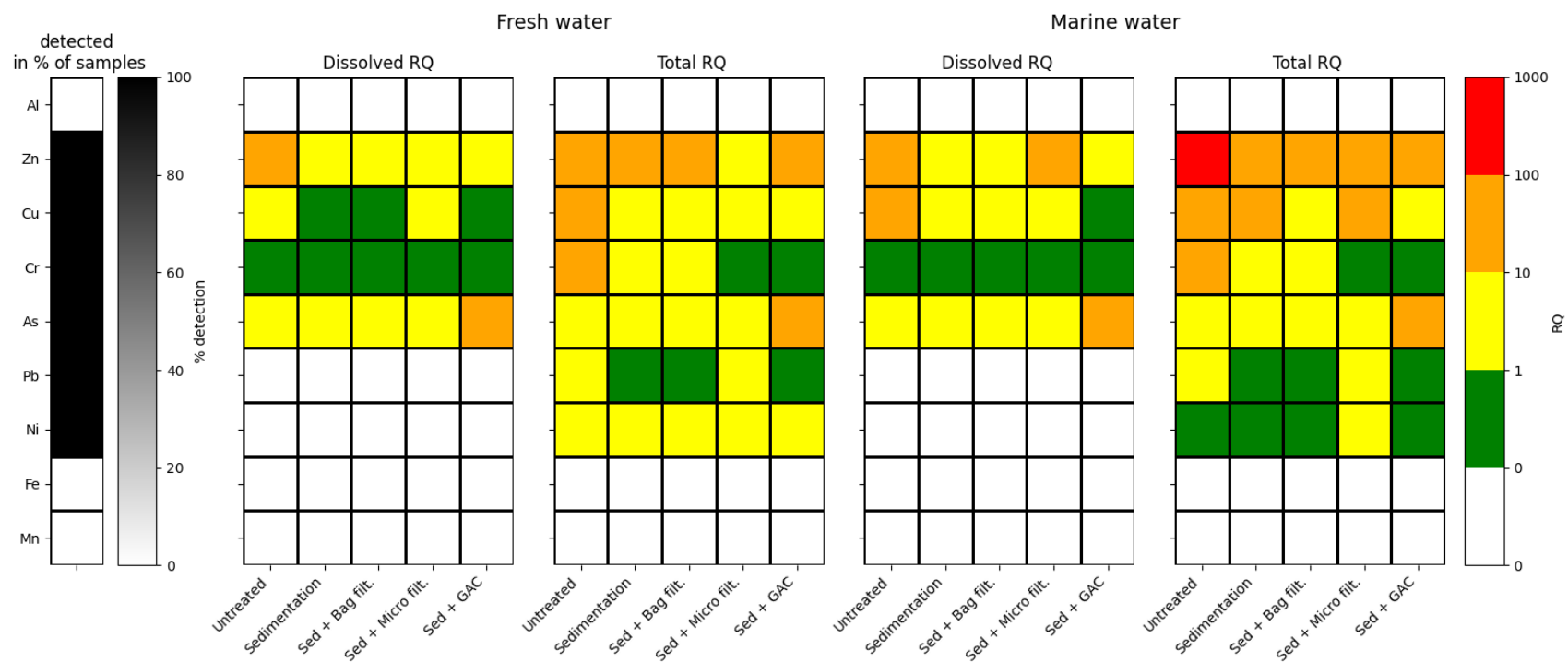
9.4.8 Metaller og sporelementer

RQ (Mediane) - Fresh and Marine water



Figur 9-24: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på mediankonsentrasjoner for alle analyserte metaller og sporelementer, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.

RQ (Maximun) - Fresh and Marine water



Figur 9-25: Deteksjonsfrekvens og risikokvoter basert på **maksimalkonsentrasjoner** for alle analyserte metaller og sporelementer, avhengig av mottaker type og behandling, både for oppløste kjemikalier og totalinnhold.



Statens vegvesen
Pb. 1010 Nordre Ål
2605 Lillehammer

Tlf: (+47) 22 07 30 00

firmapost@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Tryggere, enklere og grønnere reisehverdag