



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2024 30 stp**  
Fakultet for realfag og teknologi

# **Effektivisering av sedimenteringsprosessen for tunnelvaskevann med polymerbasert felling**

Optimization of the sedimentation process for tunnel  
wash water using polymer based precipitation

**Vipishan Sivanantham**  
Vann- og miljøteknikk



## Forord

Denne oppgaven er skrevet våren 2024 som en del av mastergraden min i Vann- og miljøteknikk ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven tilsvarer 30 studiepoeng og er gjennomført i samarbeid med Basal. Først vil jeg rette en stor takk til Sogge Johnsen og Eirik Severin Bråten for denne muligheten. Dere har kommet med gode innspill til oppgaven.

En spesiell takk går til mine veiledere, Harsha Ratnaweera og Vegard Nilsen, for deres verdifulle veiledning. Deres faglige innsikt og engasjement har bidratt for min læring og utvikling gjennom perioden. Thomas Thiis fortjener også en stor takk for hans hjelp med CFD. Takk til Hans-Christian Teien og Karl Andreas Jensen for deres hjelp med tungmetallanalysene som jeg trengte hjelp med i siste liten. Bidraget fra så mange har vært essensielt for å fullføre denne oppgaven.

Jeg skylder mine foreldre, Sivanantham Senathirajah og Kalpana Tharmarajah, en stor takk for deres støtte og for å ha lært meg verdien av en god utdanning. Deres innsats for et bedre liv her i Norge har vært min drivkraft og inspirasjon. En spesiell takk til Ajiitha Sitsabesan for korrekturlesning.

Til slutt, en hjertelig takk til alle mine venner, kollektivet (Penthouse 18A), AquariÅs og foreningen Gents Academy for en innholdsrik og uforglemmelig studietid!



Vipishan Sivanantham

Ås, mai 2024





## Sammendrag

Tunnelvedlikehold, spesielt rengjøring, frigjør betydelige mengder forurensinger som kan være skadelige for både dyreliv og miljøet. Dette tunnelvaskevannet, som inneholder alt fra partikler fra kjøretøy og tunnelinfrastruktur til kjemiske rester, må behandles før utslipp for å møte EUs og Norges økende krav om reduksjon av mikroplast og andre mikroforurensninger.

Tradisjonelt har man i Norge benyttet seg av sedimenteringsprosesser for å behandle tunnelvaskevann. Imidlertid er dette arealkrevende og fjerner ikke finere partikler effektivt, og det er derfor utviklet en renseløsning av Basal i samarbeid med Skild og Leca. Denne løsningen inkluderer kjemisk felling ved bruk av polymer, etterfulgt av både grov- og finfiltrering for å fjerne finere partikler. Problemstillingen i denne oppgaven er å undersøke om en fellingsbasert renseløsning for tunnelvaskevann kan effektivisere rensesprosessen og forbedre sedimenteringsbetingelsene i fordrøyningsmagasiner sammenlignet med dagens metoder. I laboratorieforsøk med jartest ble det utført målinger av turbiditet, SS og tungmetaller for å evaluere effekten av polymerer, mens CFD-simuleringer ble brukt til å evaluere ulike design av sedimentasjonstanken.

Laboratorieforsøkene indikerer at uten fellingskjemikalie kan man fjerne en stor andel tungmetaller og SS gjennom ren sedimentering. Likevel viser tilsetning av fellingskjemikalier en enda større reduksjon av forurensinger.

Basert på laboratorieforsøk og CFD-simuleringer konkluderes det at en sedimentasjonstank med en terskel i midten av tanken, og bruk av fellingskjemikalie potensielt kan forbedre renseseffekten og sedimenteringsprosessen i tunnelvaskebehandling.



## Abstract

Tunnel maintenance, especially cleaning, releases significant amounts of pollutants that can be harmful to both wildlife and the environment. This tunnel wash water, containing everything from vehicle particles and tunnel infrastructure to chemical residues, must be treated before discharge to meet the increasing demands of the EU and Norway for the reduction of microplastics and other micro-pollutants.

Traditionally, Norway has used sedimentation processes to treat tunnel wash water. However, this method is space-consuming and does not effectively remove finer particles. Therefore, a new solution has been developed by Basal in collaboration with Skild and Leca. This solution includes chemical precipitation using polymer, followed by both coarse and fine filtration to remove dissolved particles. The master's thesis focuses are to investigate whether precipitation-based purification for tunnel wash water can improve the efficiency of the cleaning process and sedimentation conditions in detention reservoirs compared to current methods. Laboratory experiments with jar tests were conducted measuring turbidity, SS, and heavy metals to evaluate the effect of polymers, while CFD simulations were used to evaluate different designs of sedimentation tanks.

The laboratory experiments indicate that without precipitation chemicals, a large proportion of heavy metals and SS can be removed through pure sedimentation. However, the addition of precipitation chemicals leads to an even greater reduction in pollutants.

Based on laboratory experiments and CFD simulations, it is concluded that a sedimentations tank with a threshold in the middle of the tank, and the use of precipitation chemicals, could potentially improve the purification effect and the sedimentation process in tunnel wash treatment.

# Innholdsfortegnelse

FORORD.....	I
SAMMENDRAG.....	III
ABSTRACT .....	V
INNHOLDSFORTEGNELSE .....	VI
FIGURER .....	VIII
TABELLER.....	X
FORKORTELSER.....	XI
<b>1 INTRODUKSJON .....</b>	<b>1</b>
1.1 MOTIVASJON.....	1
1.2 PROBLEMSTILLING.....	3
<b>2 BAKGRUNN OG TEORI .....</b>	<b>4</b>
2.1 TUNNELRENHOLD .....	4
2.1.1 Tunnelvaskevann.....	4
2.1.2 Vannmengde.....	5
2.1.3 Vaskemiddel .....	6
2.2 AVRENNING OG FORURENSING .....	6
2.2.1 Forurensninger .....	6
2.2.2 Biotilgjengelighet og mobilitet til metaller .....	9
2.2.3 Miljø og resipient.....	10
2.3 RENSING AV TUNNELVASKEVANN .....	10
2.3.1 Dagens løsning .....	10
2.3.2 Rensekrav i Norge og EU.....	12
2.3.3 Foreslåtte løsninger .....	13
2.3.4 Sedimentering.....	14
2.3.5 Kjemisk felling.....	14
2.4 CFD .....	15
2.4.1 Bruk av CFD for sedimentasjonstank.....	15
<b>3 METODE.....</b>	<b>17</b>
3.1 JARTEST OG VANNKVALITETSANALYSER.....	17

3.1.1	<i>Fortynning av polymer</i> .....	17
3.1.2	<i>Henting av tunnelvaskevann</i> .....	18
3.1.3	<i>PCA – Particle Charge Analyser</i> .....	19
3.1.4	<i>Jartest</i> .....	19
3.1.5	<i>Vannkvalitetsanalyser</i> .....	21
3.2	CFD-MODELLERING.....	23
3.2.1	<i>Autodesk Fusion</i> .....	23
3.2.2	<i>SimScale</i> .....	24
<b>4</b>	<b>RESULTATER OG DISKUSJON</b> .....	<b>28</b>
4.1	RENSEEFFEKTEN AV ULIKE POLYMERER.....	28
4.1.1	<i>Turbiditet og SS</i> .....	28
4.1.2	<i>Tungmetallanalyser</i> .....	36
4.1.3	<i>Diskusjon av SS og tungmetaller</i> .....	49
4.1.4	<i>Mulige feilkilder</i> .....	50
4.2	SIMULERING AV SEDIMENTERINGSBASSENG.....	51
4.2.1	<i>Forslag til sedimentasjonstank</i> .....	51
4.2.2	<i>Vannalder</i> .....	52
4.2.3	<i>Hastighetsstørrelse</i> .....	56
4.2.4	<i>Hastighetsvektor</i> .....	59
4.2.5	<i>Kinetisk energi</i> .....	61
4.2.6	<i>Valg av forslag til sedimentasjonstank</i> .....	63
4.3	OVERORDNET DISKUSJON.....	64
<b>5</b>	<b>KONKLUSJON</b> .....	<b>66</b>
5.1	VIDERE ARBEID.....	66
	<b>REFERANSER</b> .....	<b>67</b>
	<b>VEDLEGG</b> .....	<b>73</b>
	VEDLEGG A.....	73
	VEDLEGG B.....	76

# Figurer

Figur 1: En renseløsning for tunnelvaskevann utviklet av Basal i samarbeid med Skild og Leca. Løsningen består av kjemisk felling, sedimenteringstank og filterkum (Basal, 2023). .....	2
Figur 2: A viser et lukket sedimentasjonsbasseng inne i tunnelen og B viser et utendørs basseng som er åpen. Pil-markeringene viser vannets strømningsretning. Illustrasjon fra Meland (2012b). .....	11
Figur 3: Pumpesumpen hvor tunnelvaskevannet samles før det blir pumpet videre til sedimenteringsbasseng. Mye blir allerede sedimentert i pumpesumpen.....	18
Figur 4: Seks begere med tunnelvaskevann til jartest. Tilhørende omrørere er plassert i begere tilkoblet Kemira Flocculator 2000. ....	19
Figur 5: Sedimentasjonstank modellert i Autodesk Fusion. ....	23
Figur 6: Turbiditet og SS i ubehandlet og sedimentert vaskevann. I – IV er prøvene fra ubehandlet vaskevann, mens 1 – 8 er prøver fra sedimentert vaskevann uten polymer. ....	28
Figur 7: SS (mg/L) målt fra rensenanlegget i Vålerengatunnelen.....	29
Figur 8: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 1 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelerdi av det åtte kontrollprøvene.....	30
Figur 9: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 2 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelerdi av det åtte kontrollprøvene.....	30
Figur 10: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 3 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelerdi av det åtte kontrollprøvene.....	31
Figur 11: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 4 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelerdi av det åtte kontrollprøvene.....	32
Figur 12: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 5 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelerdi av det åtte kontrollprøvene.....	32
Figur 13: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 6 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelerdi av det åtte kontrollprøvene.....	33
Figur 14: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 7 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelerdi av det åtte kontrollprøvene.....	33
Figur 15: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 8 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelerdi av det åtte kontrollprøvene.....	34
Figur 16: Prøveresultater av Cr fra Vålerengatunnelen.....	37
Figur 17: Konsentrasjon av Cr etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1. ....	38
Figur 18: Prøveresultater av Ni fra Vålerengatunnelen.....	39

Figur 19: Konsentrasjon av Ni etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.....	39
Figur 20: Prøveresultater av Cu fra Vålerengatunnelen.....	40
Figur 21: Konsentrasjon av Cu etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.....	41
Figur 22: Prøveresultater av Zn fra Vålerengatunnelen.....	42
Figur 23: Konsentrasjon av Zn etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.....	42
Figur 24: Prøveresultater av As fra Vålerengatunnelen.....	43
Figur 25: Konsentrasjon av As etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.....	43
Figur 26: Prøveresultater av Cd fra Vålerengatunnelen.....	44
Figur 27: Konsentrasjon av Cd etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.....	44
Figur 28: Prøveresultater av Pb fra Vålerengatunnelen.....	45
Figur 29: Konsentrasjon av Pb etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.....	46
Figur 30: Rensegraden av tungmetaller ved jartest sammenlignet med ubehandlet vaskevann.....	48
Figur 31: Prosentvis rensing av metaller og SS sammenlignet med sedimentert vaskevann uten polymer.....	50
Figur 32: Fire forslag til sedimentasjonstank for rensing av tunnelvaskevann.....	52
Figur 33: Vannalder (min) i de ulike forslagene.....	54
Figur 34: Fordeling av vannalder for de fire ulike forslagene.....	55
Figur 35: Hastighetsfordeling (m/s) i sedimentasjonstankene.....	56
Figur 36: Hastighetsfordeling (m/s) i de ulike forslagene.....	58
Figur 37: Hastighetsvektor (m/s) i de ulike forslagene.....	60
Figur 38: Kinetisk energi ( $m^2/s^2$ ) i de ulike forslagene.....	62

# Tabeller

Tabell 2-1: Vaskefrekvensen av tunneler i forhold til trafikkmengde målt i ÅDT (årsdøgntrafikk) per tunnellop (Nersten, 2016; Vegdirektoratet, 2012).....	5
Tabell 2-2: Anslått vannmengde per meter tunnel ved vask, avhengig av antall tunnellop og kjørefelt (Torp & Meland, 2013). .....	5
Tabell 2-3: Oversikt over metaller og deres kilder i vegavrenning. Tabellen basert på informasjon fra Meland (2010) og modifisert etter informasjon om mikroplastforurensning fra Rødland (2022). Grunnstoffene som er analysert i denne oppgaven er uthevet med fet skrift.....	8
Tabell 3-1: Oversikt over dosering for hver enkelt polymer ved jartest. ....	20
Tabell 4-1: Oppsummering av hver polymer .....	35
Tabell 4-2: Resultater av tungmetaller i blank prøver og i polymerene. ....	36
Tabell 4-3: Resultater om polymerene inneholder aluminium eller jern. ....	36



## Forkortelser

CFD	Computational Fluid Dynamics
DAK	Dataassistert konstruksjon
DI	Deionisert vann
IPPC	Integrated Pollution Prevention and Control
LMA	Local Mean Age
LOD	Limit of detection
NORWAT	Nordic Road Water
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
PCA	Particle Charge Analyzer
rpm	Revolutions per minute
RTD	Residence Time Distribution
SS	Suspendert stoff
SVV	Statens vegvesen
ÅDT	Årsdøgntrafikk

# 1 Introduksjon

## 1.1 Motivasjon

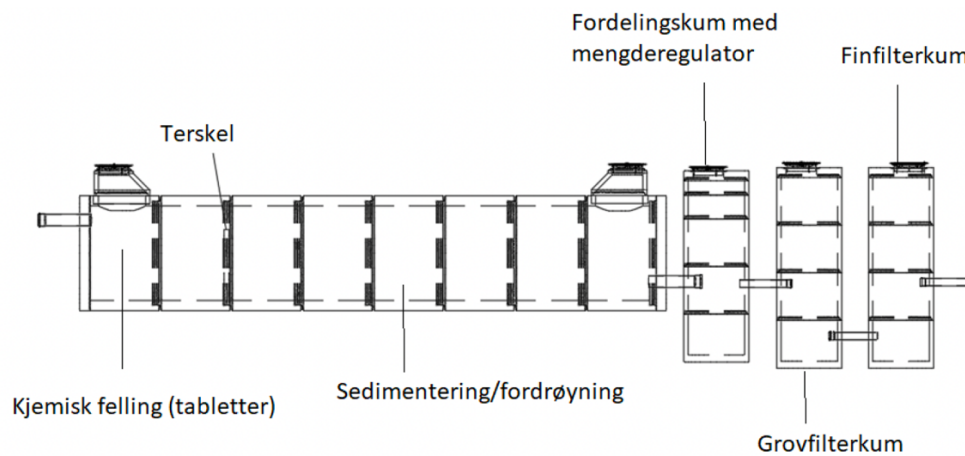
Tunneler utgjør en viktig del av det norske veinettet med over 1100 tunneler og med en samlet lengde på omtrent 1250 km (Meland & Rødland, 2018). For å holde tunnelene i god stand og sikre trygge kjøreforhold for trafikanter er det nødvendig med vedlikehold og riktig forvaltning (Hallberg et al., 2014; Meland & Rødland, 2018). Ved rengjøring av tunneler frigjøres en betydelig mengde forurensing som kan være akutt giftige for akvatiske organismer og miljøet (Hallberg et al., 2014; Aasum, 2013). Vaskevannet som brukes til å rense tunnelene samler opp en cocktail av forurensende stoffer – fra partikler slitt av kjøretøy, tunnelvegger og veibane til kjemiske rester, samt mikroplast og mikroforurensinger (Meland, 2012b; Rødland, 2022).

Dette vaskevannet må behandles for å forhindre at det utgjør en risiko for miljøet det slippes ut i. EUs rammedirektiv for vann ble innlemmet i norsk lov gjennom Vannforskriften i 2007, med et mål om å sikre høy vannkvalitet i alle vannforekomster innen 2021 (Det Kongelige Utenriksdepartement, 2008; Porsmo & Stamland, 2016). SVV (Statens vegvesen) har ansvar for håndtering av forurensinger og har blant annet hatt et prosjekt kalt NORWAT (Nordic Road Water) som skal bidra til at SVV legger fokus på miljøvennlig planlegging, bygging og drift av veinettet (Garshol et al., 2015; Porsmo & Stamland, 2016). I tillegg har de utarbeidet forslag til retningslinjer og rutiner for drift og vedlikehold for å forhindre miljøskader (Garshol et al., 2015).

En standardmetode for å håndtere disse forurensningene i Norge har vært gjennom sedimenteringsprosesser, hvor tunge partikler får tid til å synke til bunns før vannet slippes ut (Meland, 2012b). Dette fjerner en god del av de største partiklene, mens mange oppløste stoffer og fine partikler forblir i vannet (Bækken et al., 2005; Aasum, 2013). Dette kan bære med seg skadelige forurensinger videre til nærmeste resipient. I tillegg er denne metoden arealkrevende og trenger lang oppholdstid med tanke på forurensningsmengden (Garshol et al., 2015; Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014).

Derfor er det et økende behov for mer avanserte og effektive renseløsninger for å håndtere dette forurensede vaskevannet. Dette er en utfordrende oppgave, ettersom løsningene må være kostnadseffektive og miljøvennlige, samt kunne håndtere de store volumene av vaskevann som genereres under tunnelvask (Garshol et al., 2015). I tillegg må nye løsninger integreres i eksisterende infrastruktur med minimal forstyrrelse av tunneltrafikken.

I sammenheng med behov for å oppnå høyere grad av rensing av tunnelvaskevann har Basal utviklet en renseløsning i samarbeid med Skild og Leca som kombinerer flere rensetrinn for å effektivt behandle tunnelvaskevann (se Figur 1). Dette prosjektet tar tak i det tydelige behovet for en standardisert løsning som har lang levetid, er driftsvennlig, fleksibel og enkel å prosjektere (Basal, 2023). Renseløsningen består av et rørmagasin med kjemisk felling, sedimentering, etterfulgt av grovfilter og finfilter i separate kummer (Basal, 2023).



Figur 1: En renseløsning for tunnelvaskevann utviklet av Basal i samarbeid med Skild og Leca. Løsningen består av kjemisk felling, sedimenteringstank og filterkum (Basal, 2023).

I følge Basal (2023) er hensikten å effektivisere sedimenteringsprosessen ved å benytte polymer i form av oppløselige tabletter. Dette skal være plassert i kassetter og er lett utbyttable. Polymeren gjør at partikler fjernes effektivt og raskt. Vannet ledes videre mot en terskel som vil holde tilbake slam og videre til systemets fordrøyningsdel av rørmagasinet. Her vil ytterligere slam kunne samles opp i bunnen av røret. En mengdereguleringsventil i enden av magasinet sørger for at kun en bestemt mengde

vann flyter inn i filtreringskummene. Denne er designet slik for å sikre riktig kontakttid mellom vannet og filtermedium. I første kum er det grovfilter, etterfulgt av finere filter for å maksimere renseseffekten og forlenge levetiden av filtrene.

Fordelen med denne foreslåtte løsningen er:

- Lengde og diameter på rør kan justeres etter behov
- Mulighet for plassering av flere rørstrekk for økt kapasitet
- Terskel kan justeres for mer fordrøyning/sedimentering etter behov
- Høyden på filterkummene kan tilpasses, og flere kummer kan plasseres parallelt

## 1.2 Problemstilling

Formålet med denne oppgaven er å bidra til at Basal sin nye renseløsning for tunnelvaskevann er både effektiv i sin rensesprosess, kompakt og enkelt å drifte. Det er derfor nødvending med detaljerte studier som spesifikt ser på fellingsprosessen og optimalisering av sedimenteringstrinnet. For fellingsprosessen inkluderer det laboratorieforsøk av før og etter tilsetning av polymer, for å evaluere renseseffekten av suspenderte stoff (SS), turbiditet og tungmetaller. For optimalisering av sedimenteringstrinnet vil målet være å identifisere potensielle forbedringer av designet ved hjelp av CFD-simuleringer («Computational Fluid Dynamics»).

### **Problemstilling for oppgaven:**

*Kan en fellingsbasert renseløsning for tunnelvaskevann effektivisere renses- og sedimenteringsprosessen i fordrøyingsmagasinet sammenlignet med dagens løsning?*

For å nå målet er følgende delmål definert:

- I Studere renseseffekten av ulike polymerer i laboratorieforsøk med tunnelvaskevann.
- II Studere sedimenteringsbetingelser av ulike design ved hjelp av CFD.

## 2 Bakgrunn og teori

### 2.1 Tunnelrenhold

#### 2.1.1 Tunnelvaskevann

Tunnelvaskevann er vannet som brukes til å rengjøre innsiden av veitunneler. Å vaske tunneler er nødvendig for sikkerheten på veien (Torp & Meland, 2013). Når tunneler rengjøres, brukes vann ofte til å fjerne støv, skitt og andre forurensninger som har samlet seg på tunnelens vegger, tak og veibane (Meland & Rødland, 2018).

Rengjøring av tunneler forlenger dens levetid ved å forhindre korrosjon forårsaket av veisalt. Dessuten bidrar dette til å holde luftkvaliteten inne i tunnelen på et trygt nivå for kjørende (Torp & Meland, 2013). Vaskevannet inneholder ofte en blanding av ulike forurensende stoffer som tungmetaller, hydrokarboner, og rester fra kjøretøy og tunnelinfrastruktur, som asfalt og betong (Meland, 2010; Meland & Rødland, 2018). Undersøkelser av tunnelvaskevann har vist at det inneholder forurensninger som er tilgjengelig for biologisk opptak og kan være skadelig for akvatiske organismer, som for eksempel fisk (Meland, 2012b; Meland et al., 2016).

Vaskefrekvensen og mengden vann som benyttes for tunneler varierer. Dette avhenger av trafikkmengden i tunnelen som er målt i ÅDT (årsdøgntrafikk) (Nersten, 2016). ÅDT beskriver det gjennomsnittlige antallet kjøretøy som passerer en vei løpet av en dag i begge kjøreretninger (Porsmo & Stamland, 2016). SVV har bestemt spesifikke minimumskrav for hvor ofte tunneler skal vaskes basert på tunnelens ÅDT (Torp & Meland, 2013; Vegdirektoratet, 2012). Disse kravene er standardiserte og gjelder for alle tunneler, uavhengig av hvordan tunnelen er konstruert (Vegdirektoratet, 2012). Tabell 2-1 viser hyppigheten av tunnelvask i ÅDT per tunnellop. Dette inkluderer alt fra omfattende helrenhold, som dekker rengjøring av kjørebane, veiskulder, tak, vegger, teknisk utstyr, og tømning av sandfang, til halvrenhold og teknisk renhold som fokuserer mer på spesifikke områder (Vegdirektoratet, 2012). En tunnel med en ÅDT på mer en 20 000 kjøretøy anses som høytrafikkert og vaskes 6-12 ganger i året,

mens tunneler med ÅDT under 1500 kjøretøy regnes som lavtrafikkerte og vaskes kun en gang i året (Meland, 2012b; Nersten, 2016; Vegdirektoratet, 2012).

Tabell 2-1: Vaskefrekvensen av tunneler i forhold til trafikkmengde målt i ÅDT (årsdøgntrafikk) per tunnellop (Nersten, 2016; Vegdirektoratet, 2012).

Trafikkvolum ÅDT per tunnellop	Renhold: Hel	I tillegg: Renhold: Halv	I tillegg: Renhold: Teknisk
0 – 300	Hvert 5. år	---	1 per år i år uten Renhold: Hel
301 – 4000	1 per år	---	1 per år
4001 – 8000	1 per år	1 per år	2 per år
8001 – 12000	1 per år	2 per år	3 per år
12001 – 15000	2 per år	3 per år	5 per år
>15000	2 per år	4 per år	6 per år

### 2.1.2 Vannmengde

Vannforbruket under tunnelvask avhenger av valgt vaskeutstyr og hvor raskt vasken utføres (Vegdirektoratet, 1997). Bruk av lavtrykkdyser, som opererer under 15 bar, resulterer i et høyere vannforbruk sammenlignet med høytrykkdyser som opererer mellom 75 – 150 bar (Torp & Meland, 2013). En gjennomgang av 13 tunneler viste at lavtrykkdyser kunne øke vannforbruket med så mye som 356 % sammenlignet med høytrykkdyser (Torp & Meland, 2013; Vegdirektoratet, 1997).

Tabell 2-2: Anslått vannmengde per meter tunnel ved vask, avhengig av antall tunnellop og kjørefelt (Torp & Meland, 2013).

Helvask	Per meter tunnel
2 løpstunnel – 6 kjørefelt	140 liter
2 løpstunnel – 4 kjørefelt	100 liter
2 løpstunnel – 2 kjørefelt	60 liter
1 løpstunnel – 2 kjørefelt	60 liter
1 løpstunnel – 3 kjørefelt	80 liter

Som Tabell 2-2 viser, har størrelsen på tunnel noe å si når det kommer til mengde vaskevann. Ved halvvaske vil vannforbruket reduseres til rundt 70 % av mengden brukt i en helvask (Torp & Meland, 2013). Mellom 70 – 90 % av vaskevannet ledes bort fra tunnelen gjennom overvanns- og dreneringssystemer, mens resten enten absorberes av tunnelens overflater, fordampes eller suges opp (Bane NOR & Statens vegvesen, 2020; Meland, 2012b; Torp & Meland, 2013).

### **2.1.3 Vaskemiddel**

Praksisen for bruk av såpe ved vasking av tunneler varierer. I de tilfellene hvor såpe brukes, utgjør såpen en liten del av det totale vannforbruket, vanligvis mellom 0,2 – 0,5 % (Meland, 2012b). Markedet tilbyr et mangfold av såpeprodukter for tunnelvasking, men såpen må oppfylle EUs miljøkrav til vaske- og rengjøringsmidler som er implementert i den norske produktforskriften (Meland, 2012b). Kravene inkluderer at såpen må være miljøvennlig og fullstendig nedbrytbar, ved bruk av standard nedbrytningstester må 60 % av de organiske stoffene omdannes til karbondioksid og vann innen en måned (Meland, 2012b; Roseth & Søvik, 2005). Likevel har forskning vist at slike såper kan være skadelig for bakterier i de konsentrasjonene som brukes (Corneliussen et al., 2007; Meland, 2012b).

## **2.2 Avrenning og forurensing**

### **2.2.1 Forurensninger**

Vaskevann fra tunneler deler mange kjemiske egenskaper med avrenning fra veier, men forskjellen ligger i forurensingens konsentrasjon i tunnelene over tid mellom hver vask (Meland et al., 2010). Dette forurensende vaskevannet inneholder som kjent en cocktailblanding av kjemikalier, hvor kildene til stoffene stammer antageligvis fra forbrenning, oljelekkasjer, og slitasje fra bremses, bildekk og asfalt (Meland et al., 2010; Meland, 2012b). Blandingen av forurensende stoffer inkluderer ofte tungmetaller som bly (Pb), kobber (Cu), kadmium (Cd), sink (Zn), og jern (Fe), samt salt, næringsstoffer som fosfor og nitrogen, overflateaktive stoffer (tensider) tjærestoffer fra

asfalt, og ulike partikler (Snilsberg et al., 2002). I Tabell 2-3 vises opphav til ulike forurensinger fra vegavrenning.

Ifølge Rødland (2022), utgjør slitasjepartikler fra bildekk og veidekker, kjent som dekkslitasjepartikler (TWP), dekk og veislitasjepartikler (TRWP) og veislitasjepartikler med polymermodifisert bitumen ( $RWP_{PMB}$ ), en stor del av mikroplastforurensning som når havet. Denne type forurensning har fått økt oppmerksomhet grunnet bekymringene rundt mikro- og nanoplast. Med en forventning om nærmest en dobling av kjøretøyene i de neste 30 årene, understreker Rødland (2022) viktigheten av å redusere veirelatert mikroplastforurensning for å beskytte miljøet.

Bruk av veisalt om vinteren er også en viktig kilde til forurensning (Bäckström et al., 2003). Ved salting av vei benyttes vanligvis natriumklorid (NaCl), som ikke bare er effektivt til å smelte is, men fører til markant økning i spormetallene kobolt (Co), wolfram (W), bly (Pb), kadmium (Cd), og sink i avrenningen (Bäckström et al., 2003). Dette skyldes hovedsakelig slitasje fra piggdekk som interagerer med veisalt og frigjør disse metallene (Bäckström et al., 2003; Helmreich et al., 2010; Aasum, 2013). Veisalt bidrar også til økt korrosjon av kjøretøy, noe som forverrer problemet (Nazari & Shi, 2018; Aasum, 2013).

Konsentrasjon av forurensninger i tunnelavrenning påvirkes av en rekke variabler. Dette inkluderer trafikkrelaterte parametere som tetthet, hastighet, asfalttype og bruk av piggdekk, samt vedlikeholdstiltak som veisalting og tunnelvask (Meland et al., 2010; Snilsberg et al., 2002). Klimatiske forhold, årstid og perioden mellom hver tunnelvask spiller en rolle for forurensningsnivåene (Meland et al., 2010). Mengden forurensning er direkte knyttet til trafikktettheten, målt i ÅDT (Meland et al., 2016).



Tabell 2-3: Oversikt over metaller og deres kilder i vegavrenning. Tabellen basert på informasjon fra Meland (2010) og modifisert etter informasjon om mikroplastforurensning fra Rødland (2022). Grunnstoffene som er analysert i denne oppgaven er uthevet med fet skrift.

	Kilde	Forurensede stoff	Referanser
Kjøretøy	Bremser	Ba, <b>Cu</b> , Fe, Mo, Na, <b>Ni</b> , <b>Pb</b> , Sb	Dongarrà et al. (2009); McKenzie et al. (2009); Sternbeck et al. (2002); Thorpe og Harrison (2008)
	Dekk (inkl. piggedekk)	Al, <b>Zn</b> , Ca, <b>Cd</b> , Co, <b>Cu</b> , Mn, <b>Pb</b> , W, hydrokarboner, PAH, TWP, TRWP	Glaser et al. (2005); Karlsson et al. (2010b); McKenzie et al. (2009); Sternbeck et al. (2002); Thorpe og Harrison (2008), Rødland (2022)
	Katalysatorer	Pt, Pd, Rh	Ek et al. (2004); Whiteley og Murray (2005)
	Karosseri	<b>Cr</b> , Fe, <b>Zn</b> (stål)	Taylor og Robertson (2009)
	Forbrenning	Ag, Ba, <b>Cd</b> , <b>Cr</b> , Co, Mo, <b>Ni</b> , V, Sb, Sr, <b>Zn</b> , PAH, MTBE, BTEX	Brown og Peake (2006); Desta et al. (2007); Glaser et al. (2005); Lin et al. (2005); Marr et al. (1999); Singh et al. (2013); Wang et al. (2003); Weckwerth (2001)
	Olje- og petrolumsøl, drypping, brukt smøremiddelolje	PAH	Singh et al. (2013); Wang et al. (2003)
Annet	Veioverflate (asfalt, bitumen)	Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, <b>Pb</b> , Si, Sr, Ti, PAH, RWP <sub>PMB</sub> , TRWP	Brandt og De Groot (2001); Brown og Peake (2006); Sternbeck et al. (2002); Thorpe og Harrison (2008), Rødland (2022)
	Avisende og støvdempende kjemikalier	Ca, Mg, Na, Cl	Aldrin et al. (2008); Novotny et al. (2008); Ramakrishna og Viraraghavan (2005); Viklander et al. (2003)
	Veitstyr (f.eks. trafikkskilt, midtrabatter o.l.)	<b>Zn</b> (galvanisert stål)	Thorpe og Harrison (2008)
	Vaskemiddel i tunnelvask	Tensider	Meland (2010)

Forkortelser: Ag = sølv, Al = aluminium, Ba = barium, BTEX = benzen, toluen, etylbenzen, xylen, Ca = kalsium,

**Cd = kadmium**, Cl = klor, Co = kobolt, **Cr = krom**, **Cu = kobber**, Fe = jern, K = kalium, Mg = magnesium, Mn = mangan, Mo = molybden, MTBE = metyl-tert-butyleter, Na = natrium, **Ni = nikkel**, PAH = polysykliske aromatiske hydrokarboner, **Pb = bly**, Pd = palladium, Pt = platina, Rh = Rhodium, RWP<sub>PMB</sub> = veislitasjepartikler med polymermodifisert bitumen, Sb = antimon, Si = silisium, Sr = strontium, Ti = titan, TWP = dekkslitasjepartikler, TRWP = dekk og veislitasjepartikler, V = vanadium, W = wolfram, **Zn = sink**.

### 2.2.2 Biotilgjengelighet og mobilitet til metaller

Biotilgjengelighet av metaller refererer til hvilken grad et stoff kan bli tatt opp av levende organismer (Fairbrother et al., 2007; Hare, 1992; Porsmo & Stamland, 2016). Vannkvalitet er en av mange faktorer som påvirker metallets tilstandsform. Denne tilstandsformen er vesentlig for metallets toksisitet, biotilgjengelighet og mobilitet, noe som kan gi større påvirkning for miljøet (Fairbrother et al., 2007; Aasum, 2013). Dessuten varierer organismer i deres morfologiske, fysiologiske og biogeokjemiske trekk, noe som påvirker deres opptak av kjemikalier på forskjellige måter (Erickson et al., 2008; Nersten, 2016; Aasum, 2013). Det er likevel nødvendig å spesifisere at metaller som er bundet til partikler generelt ikke er biotilgjengelige, men dersom de er oppløst eller svakt bundet, kan de være lett tilgjengelige og mobile for planter og akvatiske økosystemer (Calmano et al., 2005; Meland et al., 2010).

Ligander, slik som organiske forbindelser og suspenderte stoffer, påvirker tilstanden til metaller ved å danne komplekser med dem i deres løste form i vann (Fairbrother et al., 2007; Karlsson et al., 2010a; Nersten, 2016; Aasum, 2013). Eksempler på slike stoffer inkluderer humus, fulvus-syrer, NTA (nitrilotracetate) og EDTA (ethylenediaminetetraacetic) syre (Nersten, 2016; Aasum, 2013). Vannets fysiske-kjemiske egenskaper som pH, ionestyrke, oksygeninnhold og redokspotensial, spiller en rolle i overgangen fra fast til løst fase av metaller ettersom det øker deres mobilitet og biotilgjengelighet (Calmano et al., 2005; Nersten, 2016; Aasum, 2013). Mobiliteten til metaller påvirkes også av konsentrasjoner av andre metaller. Konkurransen mellom større metallkationer om binding på biologiske membraner, ligander og overflateaktive partikler kan føre til redusert biotilgjengelighet for enkelte metaller (Fairbrother et al., 2007; Nersten, 2016; Aasum, 2013).

### **2.2.3 Miljø og resipient**

Mange av de forurensende stoffene som finnes i avrenningsvannet fra vei og tunnel, som tungmetaller og polyaromatiske hydrokarboner (PAH) er giftige for vannlevende organismer (Meland, 2010; Meland et al., 2010; Meland, 2012b). Disse stoffene kan akkumuleres i organismer over tid og føre til langtidsvirkninger som reproduksjonsforstyrrelser, redusert vekst, og dødelighet (Amoatey & Baawain, 2019; Govind & Sharma, 2014). PAH er som for eksempel kjent for å være kreftfremkallende og kan påvirker helsen til vannorganismer negativt (Honda & Suzuki, 2020; Porsmo & Stamland, 2016).

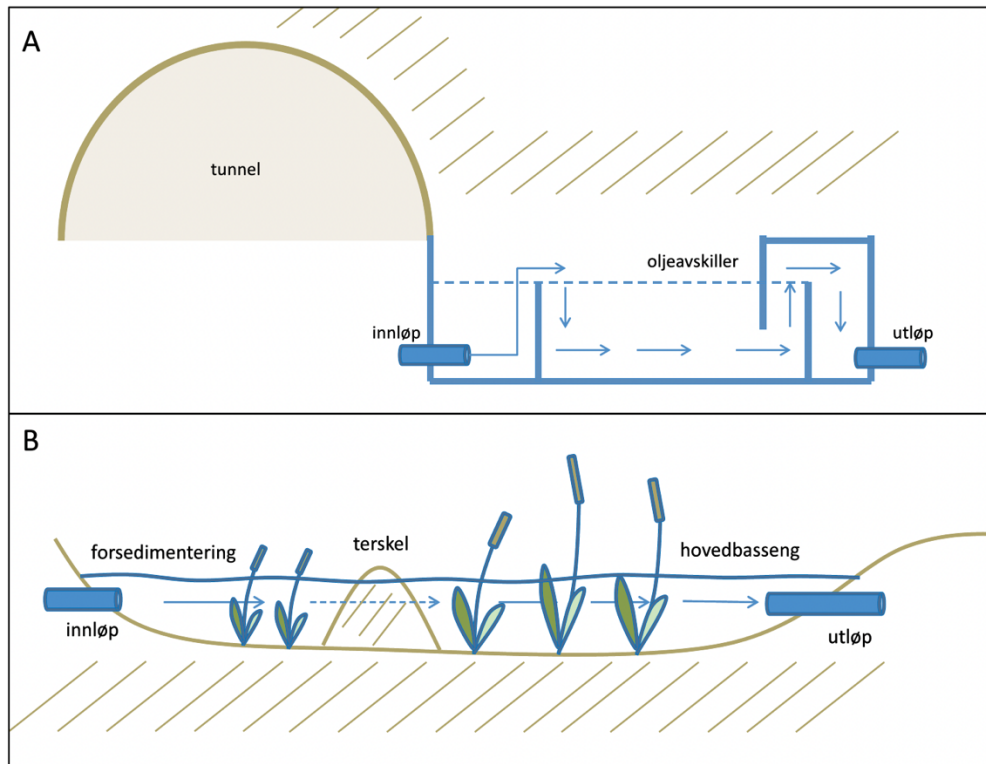
En annen bekymring er bioakkumulering og biomagnifisering av forurensing i næringskjeden, der tungmetaller og visse organiske forurensinger samles opp i høyere konsentrasjoner (Damsgård, 2011). Dette kan påvirke oss mennesker og dyr som konsumerer fisk, og utgjør en direkte risiko for helsen vår og andre liv (Damsgård, 2011; Hare, 1992).

## **2.3 Rensing av tunnelvaskevann**

### **2.3.1 Dagens løsning**

De fleste tunneler benytter kun sedimentering i sandfang og oljeutskillere, uten ytterligere rensing. Ettersom denne metoden ofte ikke er tilstrekkelig, vil utslipp av forurenset vaskevann fra tunneler føre til skader på vannlevende organismer i sårbare resipient. Dette førte til at SVV fra slutten av 1990-tallet etablerte en rekke renseanlegg (Meland, 2012b; Aasum, 2013). Flertallet av disse renseanleggene har vært naturbaserte, særlig i form av sedimenteringsbassenger som er vist i Figur 2 (Meland, 2012b; Nersten, 2016). Disse er designet for å fange opp partikkelbundne forurensinger og fortynne konsentrasjoner av vannløselige og suspenderte forurensinger under vaskeperioder (Bækken et al., 2005). Sedimentasjonsbassenger fungerer ved at tyngdekraften får partikkelbundne forurensingene til å synke og samle

seg på bunnen, mens det rensede overflatevannet slippes ut til nærmeste vannforekomst (Meland, 2012a; Meland, 2012b; Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014).



Figur 2: A viser et lukket sedimentasjonsbasseng inne i tunnelen og B viser et utendørs basseng som er åpen. Pil-markeringene viser vannets strømningsretning. Illustrasjon fra Meland (2012b).

Åpne rensebassenget for behandling av tunnelvaskevann er ikke anbefalt og den foretrukne løsningen er lukkede sedimenteringsbassenger som integreres i veiens dreneringssystem. Ideelt sett plasseres disse bassengene inne i selve tunnelen (Vegdirektoratet, 2016). Som tidligere nevnt er disse effektive for sedimentering av partikler, men denne løsningen tillater ikke at de organiske komponentene i såpemidlene brytes ned slik mikrofloraen i jord ville gjort i åpne bassenger (Bane NOR & Statens vegvesen, 2020).

Ved valg av rensløsning for tunnelavløp må det ta hensyn til disse egenskapene (Bane NOR & Statens vegvesen, 2020; Åstebøl & Hvitved-Jacobsen, 2014):

- En stor andel av forurensningsstoffene er bundet partikler
- Før utslipp til sårbare resipienter må giftige komponenter i såpe brytes ned
- Olje fra kjøretøy må fjernes før utslipp til resipienter

### 2.3.5 Rensekrav i Norge og EU

I Norge er SVV ansvarlig for planlegging, bygging, og drift av alle Europa- og riksveier. Nasjonale føringer for miljøarbeid er nedfelt i stortingsmeldinger og Nasjonal transportplan, som utgjør grunnlaget for SVVs innsats for å redusere miljøpåvirkning (Aasum, 2013). EUs rammedirektiv for vann, implementert i norsk lovgiving januar 2007 og videre presisert gjennom vannforvaltningsforskriften, har satt strengere krav til vannkvalitet og kontroll av forurensning (Vanndirektivet, 2000; Vannportalen, 2024). Dette direktivet er en del av EØS-avtalen siden 2008, og pålegger Norge og dermed også SVV å innføre tiltak (Det Kongelige Utenriksdepartement, 2008). På bakgrunn av miljøkravene har det blitt gjennomført flere studier på behandling av tunnelvaskevann i Norge (Meland et al., 2016; Meland & Rødland, 2018; Nersten, 2016; Porsmo & Stamland, 2016; Aasum, 2013).

Per dags dato har ikke Norge etablert noen enhetlig krav til rensing av tunnelvaskevann (Garshol et al., 2015; Statsforvalteren i Rogaland, 2024). Som oftest er det kommunen eller statsforvalteren som vurderer tålegrensen til nærmeste resipient og bestemmer akseptabel mengde forurensning som slippes ut for tilhørende område (Garshol et al., 2015; Nersten, 2016). Likevel skal det foretas en vurdering av potensiell forurensning ved tunnelvask for hver enkelt tunnel (Vegdirektoratet, 2014). Dette innebærer å gjøre rede for hvilke miljøgifter og hvilke konsentrasjoner som er tilstede i hver tunnel (Vegdirektoratet, 2014). Det er særlig viktig at tunneler som ikke har systemer for oppsamling av vaskevann blir regelmessig vasket for å holde konsentrasjonene av forurensningene nede (Vegdirektoratet, 2014). For tunneler uten oppsamling er det derfor anbefalt å unngå tunnelvask i perioder hvor miljøet er sårbart, som for eksempel under gyting eller smoltifisering (Vegdirektoratet, 2014).

Når det gjelder mikroplast har den norske regjeringen i Nasjonal Transportplan (NTP, 2022 - 2023) anerkjent behovet for økt forståelse av mikroplastutslipp fra veier og trafikk (Rødland, 2022). Rødland (2022) har i sin PhD-avhandling fokusert på å identifisere kilder til mikroplast, analysere forekomsten og foreslå tiltak for å begrense

spredningen av veirelatert mikroplastforurensning. Dette understreker betydningen av rensekrav og håndtering av CEC («Contaminants of Emerging Concern») for å redusere forurensningsnivåer.

Innenfor EU er det krav gjennom IPPC-direktivet («Integrated Pollution Prevention and Control») at ulike sektorer skal benytte seg av den best tilgjengelige teknologien (BAT = «Best Available Technique») for å løse miljøutfordringer. Når det gjelder tunnelvaskevann er det foreløpig ingen slik løsning. Målet til SVV vil derfor være å finne en BAT-basert løsning for tunnelvaskevann, samt vegavrenning (Garshol et al., 2015).

### **2.3.2 Foreslåtte løsninger**

Dagens rensemetoder for tunnelvaskevann er ikke tilfredsstillende for å fjerne forurensede stoffer ifølge tidligere studier (Hallberg et al., 2014; Meland et al., 2010; Nersten, 2016; Aasum, 2013). Gjennom laboratorietester, utgitt av NORWAT, har de undersøkt forskjellige metoder for rensing av tunnelvaskevann (Garshol et al., 2015; Nersten, 2016). Denne testen konkluderte med at renseeffektiviteten ved kjemisk felling øker med økende sedimenteringstid (Garshol et al., 2015). Ved felling med høy pH viste resultatene også effektiv fjerning av tungmetaller (Garshol et al., 2015). Det er derimot viktig å justere pH-verdien til et akseptabelt nivå før det slippes ut til resipienten (Garshol et al., 2015).

I NORWAT rapporten anbefales tre alternative løsninger for rensing av vaskevann (Garshol et al., 2015). Den første er stasjonær løsning som samler opp og renser vaskevannet direkte ved tunnelen for å sikre at de møter kravene til lokal resipient (Garshol et al., 2015). Andre løsning er mobil, som vil si at den kan flyttes mellom ulike steder basert på behov (Garshol et al., 2015). Denne løsningen vil enten fungere som en etterbehandling av vaskevann etter det har gått gjennom sandfang og sedimentering, eller som en fullstendig renseløsning for tunneler hvor det er lite plass

og begrenset utslipp til resipient (Garshol et al., 2015; Nersten, 2016). Siste alternativ er sentraliserte løsninger som betjener flere tunneler i gitt område (Garshol et al., 2015).

### 2.3.4 Sedimentering

Sedimentering er som nevnt den mest utbredte rensesprosessen for tunnelvaskevann og brukes til å fjerne partikler ved å utnytte tyngdekraften (Meland, 2012b; Ødegaard, 2014). Stokes lov beskriver partikkelens største synkehastighet ( $v_s$ ) i vann og kan beregnes ved hjelp av dens diameter ( $d_p$ ), densitet til partikkelen ( $\rho_p$ ) og vannet ( $\rho_w$ ), tyngdeakselerasjonen ( $g$ ), og vannets viskositet ( $\mu$ ).

$$v_s = \frac{1}{18\mu[g(\rho_p - \rho_w)d_p^2]}$$

Det er ønskelig at partikler når bunnen så raskt som mulig før vannet er ved utløpet. Idealisert teori for sedimenteringsbassenger tilsier at synkehastigheten må være større enn overflatebelastningen (Ødegaard, 2014). Partikler som har en synkehastighet høyere eller lik dette forholdet vil sedimentere til bunnen før utløpet. Dette er uttrykket er kjent som Hazens overflatebelastning og måles i meter per time (m/h):

$$v_f = \frac{Q}{A}$$

### 2.3.5 Kjemisk felling

Kjemisk felling eller koagulering er en metode for å rense vann ved å tilsette fellingskjemikalie som fører til at små partikler koagulerer eller felles ut, og deretter sedimenterer (Lekang, 2021/2022b). Dette er en effektiv metode for fjerning av oppløste stoffer og partikulært materiale, som for eksempel kolloider og finpartikulært stoff som holder seg svevende i vannet og øker turbiditeten (Lekang, 2021/2022b). Begrepene kjemisk felling og koagulering brukes ofte om hverandre, selv om det egentlig referer til henholdsvis oppløste stoffer og kolloider/partikler i vannet (Lekang,

2021/2022b). Ved bruk av fellingskjemikalie vil tiden det tas for sedimentering reduseres, noe som dermed vil redusere nødvendige størrelsen på sedimenteringsbassenget (Hallberg et al., 2014).

### **Kationiske polymerer**

Kationiske polymerer, også kjent som polyelektrolytter, er en type organisk koagulant som er effektiv for behandling av vann (Sveine, 2020). Denne type polymerer er vannløselige og fungerer ved at positive områdene langs polymerkjeden binder seg til og destabiliserer negativt ladde kolloidale systemet i vaskevannet (Sveine, 2020). Dette fører til dannelse av fnokker som er tettere og mer klissete enn det som dannes ved bruk av metallbaserte koagulanter (Sveine, 2020).

## **2.4 CFD**

CFD er en metode som beregner hvordan væske beveger og oppfører seg ved hjelp av numerisk løsning av strømningslikningene, det vil si Navier-Stokes likninger (SimScale, 2023b). Dette verktøyet er svært nyttig for å studere effektene av væskestrømmer gjennom eller rundt objekter uten å måtte utføre kostbare og tidkrevende fysiske tester (SimScale, 2023b).

### **2.4.1 Bruk av CFD for sedimentasjonstank**

Ved CFD-analysering av sedimenteringsprosessen er det en rekke parametere som gir innsikt i sedimenteringseffekten, og som muliggjør forbedringer og optimalisering. En av dem er væskens oppholdstid i tanken. Oppholdstiden er tiden fluidet tilbringer i en reaktor og er avgjørende for å vurdere effektiviteten av sedimenteringsprosessen (Zhang, 2014). Eksempler på metoder som benyttes for å kartlegge fluidets oppholdstid er fordeling av oppholdstid (RTD) og lokal gjennomsnittsalder (LMA). Begge metodene gir verdifull informasjon, men de har ulikt formål og gir ulik data om væskedynamikken i tanken. RTD er sannsynlighetsfordelingen av aldersfordelingen for



væskene ved utløpet av tanken. På den andre siden gir LMA et mer detaljert bilde av væskens gjennomsnittsalder ved bestemte punkter i tanken (Karches & Buzas, 2011).

Effekten og plasseringen av skillevegger i sedimenteringstanker har også blitt studert. Det har vist seg at dette reduserer sirkulasjonssonene (Goula et al., 2008; Shahrokhi et al., 2013). Resirkulasjonssonene fører til dannelse av dødsoner hvor det er lite bevegelse av væsken. Disse sonene opptar volum i tanken som reduserer det totale volumet for sedimentering av SS. I tillegg bidrar sirkulasjonssonene til økt blanding inne i tanken, noe som kan forårsake at sedimenterte partikler flyter opp igjen. Dette vil forstyrre stabiliteten til væsken i tanken og et av målet med skillevegger er å redusere sirkulasjonssonene (Zhang, 2014).

Plassering av skillevegger har vist at det reduserer kinetisk energi og maksimal hastighetsstørrelse, noe som fører til en mer uniform hastighetsvektor i sedimentasjonssonene (Shahrokhi et al., 2013; Zhang, 2014). For høy kinetisk energi i sedimentasjonstanken kan føre til resuspensjon av sedimenterte partikler (Zhang, 2014).

## 3 Metode

Jartest har blitt utført for å undersøke effekten av fellingskjemikalie og det er blitt målt turbiditet, SS og metallkonsentrasjon slik det er beskrevet i kapittel [3.1](#). Videre har CFD-simuleringer av sedimentasjonstank i SimScale blitt gjennomført slik det er beskrevet i kapittel [3.2](#). Dette har blitt brukt til å vurdere ulike forslag ved å sammenligne vannalder, absolutt hastighetsstørrelse, hastighetsvektor og kinetisk energi.

### 3.1 Jartest og vannkvalitetsanalyser

#### 3.1.1 Fortynning av polymer

Fortynning av en løsning vil si å redusere konsentrasjonen av et stoff i en løsning ved å tilsette mer løsemiddel (Pedersen, 2018). Konsentrasjonen av en løsning angir hvor mye av det løste stoffet som er tilstede i en viss mengde løsemiddel (Pedersen, 2020). Fortynning av polymer er nødvendig fordi høykonsentrerte polymerløsninger kan være utfordrende å arbeide med på grunn av deres viskositet og klebrighet (Ore & Stori, 2022). Dette vil sikre mer nøyaktighet ved dosering i jartest.

Før polymeren ble fortynnet ble det laget en 2% løsning den 5. april. Det ble målt ut 2 mg av de flytende og faste polymerene i egne glass. De ble deretter tilsatt 98 ml DI-vann (deionisert) og plassert over en magnetrører over helgen. Til jartest ble det bestemt at polymerene skulle fortynnes fra 2% til en 0,5% løsning i en 100 mL målekolbe.

Det var ikke kjent hvilken konsentrasjon de aktive stoffene polymerene hadde, målt i masse eller mol, per volumenhet eller massenhet løsning. Det er derfor vanskelig å sammenligne de ulike polymerene opp mot hverandre.

### 3.1.2 Henting av tunnelvaskevann

Tunnelvaskevann for jartest og vannkvalitetsanalyser ble hentet den 8. april. Dette ble gjort i samarbeid med SVV som hadde planlagt vedlikeholdsvask av Vålerengatunnelen. Vålerengatunnelen er en del av E6 og strekker seg over 832 meter mellom Etterstad og Kværnerdalen. Tunnelen har to tunnellop med to kjørefelt fra Etterstad til Kværnerdalen og tre kjørefelt i motsatt retning.



*Figur 3: Pumpesumpen hvor tunnelvaskevannet samles før det blir pumpet videre til sedimenteringsbasseng. Mye blir allerede sedimentert i pumpesumpen.*

For å hente vaskevannet ble det benyttet fem vanndunker med kapasitet på 20 L hver, noe som resulterer i omtrent totalvolum på 100 L. Det ble ikke nøyaktig 100 L ettersom vanndunkene ikke var like fulle. Vaskevannet ble pumpet til dunkene ved hjelp av en lensepumpe fra pumpesumpen, hvor pumpehøyden var mellom 1 – 2 meter. Figur 3 viser pumpesumpen tunnelvaskevannet ble pumpet ut fra, og ifølge Kjosbakken (2024), som jobber med drift og vedlikehold i SVV, blir en god del partikler fra tunnelvaskevannet allerede sedimentert i pumpesumpen. Etter

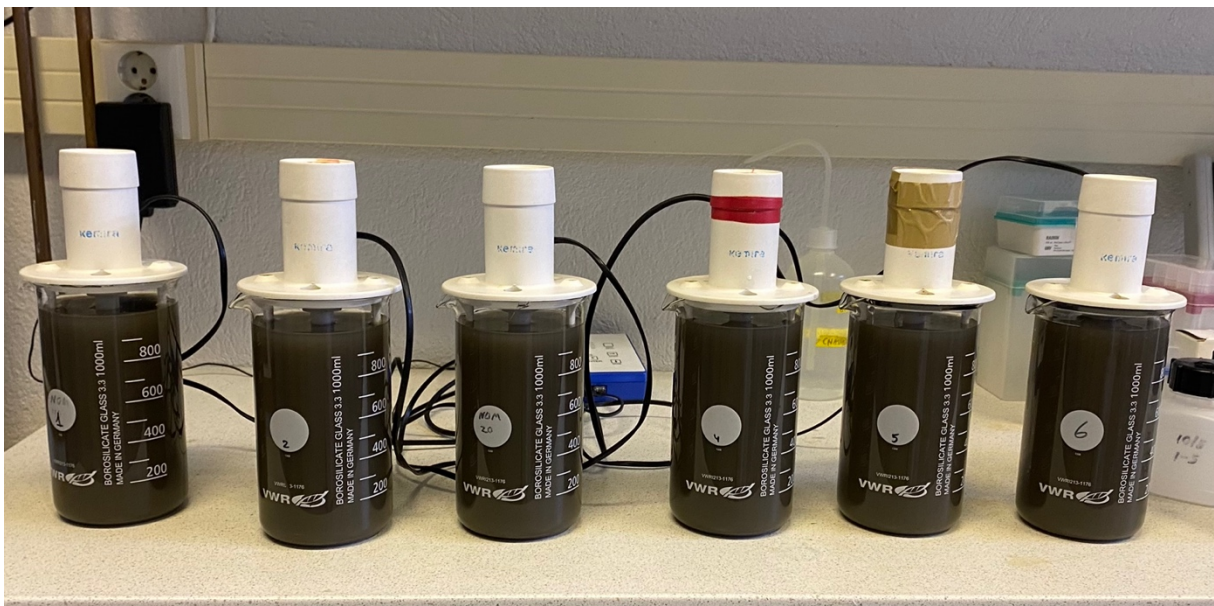
innsamling ble vaskevannet transportert til NMBU, hvor det ble oppbevart i kjølerom over natten. Kjølerommet har en temperatur på 4 ° C. I tillegg ble det tatt tre 20 mL prøver av vaskevannet som ble plassert i kjølerommet.

### 3.1.3 PCA – Particle Charge Analyzer

PCA fra Micrometrix ble brukt å anslå den optimale fellingsdosen for ulike polymerer, noe som var avgjørende for å fastsette doseringsskalaen for jartest. Tunnelvaskevann er nøytralt ladd, men vannet inneholder partikler som er negativt ladde. Det er derfor tilsatt kationisk organisk polymerer for å oppnå nettoladning på null. PCA-instrumentet måler ladningen kontinuerlig, og med sakte tilsetning av polymer er det mulig å fastsette optimal dosering.

### 3.1.4 Jartest

For å simulere koaguleringsprosessen i lab-skala ble jartest benyttet. Målet med jartest var å undersøke effekten av åtte ulike polymerer på tunnelvaskevann, nummerert 1 til 8. For å oppnå dette ble det kjørt tester med en polymer av gangen, hvor doseringen gradvis ble økt. Dosering av de ulike polymerene ble bestemt ved hjelp av PCA.



Figur 4: Seks begere med tunnelvaskevann til jartest. Tilhørende omrørere er plassert i begere tilkoblet Kemira Flocculator 2000.

Jartest ble utført ved å benytte seks 1-liters begerglass utstyrt med individuelle omrørere, slik det er vist i Figur 4. Hvert begerglass ble fylt med omtrent 1 liter tunnelvaskevann. Ved hjelp av en automatpipette ble bestemte polymerdoser tilsatt til vannet i begerglassene. Samtidig som polymerene ble tilsatt ble hurtigomrøring satt i gang ved bruk av Kemira Flocculator 2000, hvor omdreiningshastigheten var på 400 rpm og en varighet på ett minutt. Dette er for å sikre god innblanding. Dette ble etterfulgt av en sakteomrøring (flokkulering) fra samme instrument, hvor omdreiningshastigheten var på 30 rpm og en varighet på ti minutter. Etter omrøringsfasene ble omrøreren forsiktig fjernet og begerglassene fikk stå urørt i 20 minutter for å tillate partiklene å sedimentere.

Etter gjennomføring av jartest ble det foretatt målinger av turbiditet, SS og tungmetaller. Prøvene ble tatt fra supernatanten (overflatevannet). I Tabell 3-1 er de ulike doseringene for de åtte forskjellige polymerene oppgitt.

Tabell 3-1: Oversikt over dosering for hver enkelt polymer ved jartest.

	Dosering ( $\mu\text{L/L}$ )					
	Jar 1	Jar 2	Jar 3	Jar 4	Jar 5	Jar 6
<b>Polymer 1</b>	0	50	75	100	125	150
<b>Polymer 2</b>	0	50	75	100	125	150
<b>Polymer 3</b>	0	50	75	100	125	150
<b>Polymer 4</b>	0	400	450	500	550	600
<b>Polymer 5</b>	0	200	250	300	350	400
<b>Polymer 6</b>	0	200	250	300	350	400
<b>Polymer 7</b>	0	150	200	250	300	350
<b>Polymer 8</b>	0	50	75	100	125	150

### 3.1.5 Vannkvalitetsanalyser

#### Turbiditet

Måling av turbiditet i tunnelvaskevann er for å evaluere mengden av finpartikulært stoff. Turbiditet angir hvor grumsete eller uklart vannet er. Årsaken til dette er tilstedeværelsen av små partikler i vaskevannet som sand, leire osv. For å måle turbiditet ble det benyttet en turbiditetsmåler. Dette instrumentet sender ut lys gjennom vannprøven og måler spredning av lys i vannet. Måleenheten som er brukt for turbiditet er NTU («Nephelometric Turbidity Unit»).

Fremgangsmåten for måling var å først skylle kyvetten med DI-vann for å unngå kontaminasjon. Den ble deretter skylt med selve prøven som skulle analyseres før den ble fylt for måling. Dette ble gjort for at målingen skal være representativ for den faktiske prøven og minimere feilkilder fra tidligere prøver.

#### Suspendert stoff (SS)

Måling av SS i tunnelvaskevann kan brukes til å vurdere vannets partikkelinnhold. Tunnelvaskevann er kjent for å inneholde store mengder partikler, inntil fem ganger så høy konsentrasjon av SS sammenlignet med vegavrenning (Hallberg et al., 2014; Nersten, 2016). SS angir mengden partikler i vannet som er over en viss størrelse og måles vanligvis i mg/L (Lekang, 2021/2022a).

For å bestemme mengden av suspendert stoff i tunnelvaskevann ble det benyttet en filtreringsmetode der vannet ble ledet gjennom et glassfiberfilter med en maskestørrelse på 1,2 µm (type GF/C filter). Først veies filteret og aluminiumskålen og etter filtrering blir filteret og aluminiumskålen satt i en ovn for tørking ved 105 ° C for å avgjøre vektøkningen. Denne metoden er basert på NS-EN 872 (Lekang, 2021/2022a). For å beregne mengde SS ble denne formelen brukt:

$$SS = \frac{m_{etter} - m_{før}}{V_{tot}}$$

Hvor  $m_{\text{etter}}$  er masse etter filtrering,  $m_{\text{før}}$  er før filtrering og  $V_{\text{tot}}$  er totalvolumet av vannet som ble filtrert.

### **Tungmetaller**

Prøvene (20 mL) ble analysert for giftige grunnstoff på en Agilent 8900 ICP-MS.

Jartest-prøvene, blankprøvene og polymeren (fortynnet) ble først overført til teflonrør og fordampet til tørrhet ved 95 ° C. I tillegg til jartest-prøvene ble det analysert for fem blankeprøver med DI-vann og åtte polymerene som var fortynnet. Dette ble gjort for å sjekke om polymerene og blankprøvene ved bruk av samme metode inneholdt metallene som ble analysert for.

To forskjellige geologiske sertifiserte referansematerialer (CRM) på omtrent 12 mg ble overført til teflonrør og ble tilsatt ca. 17 mL DI-vann. Dette ble gjort for å simulere løsningene fra tunnelvaskevannet og for å sjekke nøyaktigheten av metoden. Deretter ble det tilsatt HF (flussyre) for å bryte ned mineralets gitterstruktur. Prøvene ble enten tilsatt 100 µL eller 200 µL UP («ultra pure») HF, avhengig av mengde bunnfall etter tørking. Prøvene med mest bunnfall ble tilsatt 200 µL. For polymerprøvene ble 2,5 mL tørket og dekomponert med samme syrene som ble brukt på jartest-prøvene. Alle prøvene ble videre tilsatt 2,5 mL UP HNO<sub>3</sub> (salpetersyre) og dekomponert ved 260 ° C i 30 minutter i en UltraClave V fra Milestone. Etter dekomponering ble prøvene fortynnet til 50 mL med DI-vann i de opprinnelige prøverørene. Dette ble gjort for at eventuelle grunnstoff som er absorbert til rørenes vegger vil frigjøres i kontakt med den sterke syren. Til slutt ble prøvene analysert ved bruk av ICP-MS.

Ettersom det var mistanke om at enkelte av polymerene var metallbaserte ble det gjort nye analyser av dem for aluminium (Al) og jern (Fe). De dekomponerte polymerprøvene ble analysert på en Agilent 5300 ICP-OES.

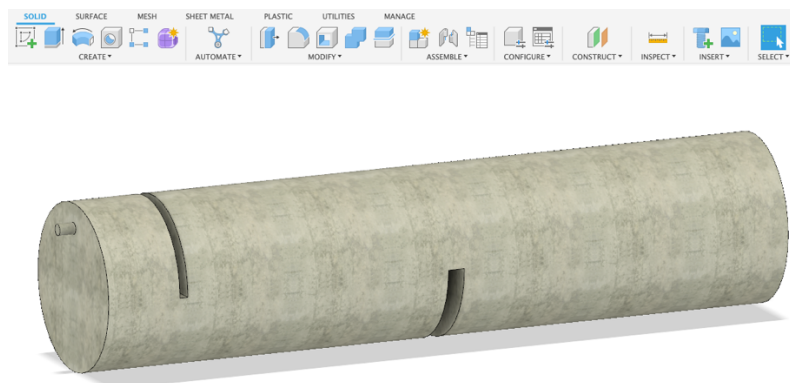
## 3.2 CFD-modellering

Når det kommer til anvendelse av CFD-simulering av sedimenteringsprosessen vil det i denne oppgaven bli brukt til optimalisering av designet ved å studere strømningsmønstre under ulike forhold, for eksempel ved å endre formen på magasinet, plasseringen av inn- og utløp, eller ved å legge til strukturer inne i magasinet som kan påvirke strømmingen. Dette ble utført ved å tegne geometrien til ulike løsninger i Autodesk Fusion og CFD-simuleringen ble utført i SimScale.

### 3.2.1 Autodesk Fusion

Autodesk Fusion er en skybasert DAK-programvare for 3D-modellering som brukes til å designe og modellere. I denne oppgaven er Autodesk Fusion benyttet til å designe ulike forslag til sedimentasjonstanker. Utgangspunktet for designprosessen var en detaljtegning av en sedimentasjonstank som ble levert av Basal.

Fremgangsmåten i designprosessen begynner med en skisse som grunnlag for modellering. Ved hjelp av skisseverktøyene er det mulig å tegne en 2D-grunnform basert på detaljtegningen fra Basal. Etter å ha opprettet skissen, brukes programvarens 3D-modelleringsverktøy til å ekstrudere skissen til en tredimensjonal form. Denne tredimensjonale modellen er tankens grunnstruktur som videre brukes for å legge til eller trekke fra materialer for å forme detaljer som innløp, utløp og skillevegger (baffel og terskel). Figur 5 viser et eksempel på hvordan en sedimentasjonstank i Autodesk Fusion kan se ut.



Figur 5: Sedimentasjonstank modellert i Autodesk Fusion.



I oppgaven har det blitt modellert fire ulike forslag av sedimentasjonstanker som alle har lik lengde og diameter. Lengde på tanken er 8,6 m og diameter 2,0 m.

Dimensjonene er valgt basert på detaljtegning fra Basal, hvor veggtykkelsen er 0,2 m.

Designene er tilpasset for å illustrere en situasjon med fritt vannspeil i tankene.

Vannspeilet er 15 cm over tersklene i modellene. I tillegg har alle modellene blitt designet slik at innløpet inkluderer en baffel. Dette vil styre vannstrømmen ved inngangen og minske turbulensen og fordele vannstrømmen jevnt gjennom tanken.

Når de endelige designene av sedimentasjonstankene var ferdigstilt, ble de valgte modellene eksportert fra Autodesk Fusion som IPT-filer. Dette formatet ble valgt ettersom dette var en av flere DAK formater som SimScale foretrakk.

### **3.2.2 SimScale**

SimScale er en nettbasert plattform for simulering som kan utføre komplekse strømningsanalyser uten behov for egen programvareinstallasjon. Plattformen tilbyr et bredt spekter av simuleringstyper, dette inkluderer inkompressibel og flerfase væskestrømsanalyse.

Inkompressibel væskestrømsanalyse er en metode for å simulere bevegelsen av væsker der tettheten antas å være konstant. Det vil si at tettheten ikke forandrer seg nevneverdig under strømning, noe som vanligvis er en realistisk tilnærming når hastighetene og temperaturgradientene i væsken er små. Matematisk sett innebærer det at divergensen til hastighetsfeltet er null (SimScale, 2023a).

For å kjøre strømningssimulering med SimScale har fremgangsmåten under blitt fulgt:

#### **Geometri**

Start med å velge den tredimensjonale modellen som skal simuleres. I dette tilfelle vil dette være sedimenteringstanken. Geometrien skal bli lastet opp som en DAK-fil.

Etter at modellen er valgt er neste steget å opprette simuleringen.

## **Analysetype**

Blant de mange ulike analysevalgene velges inkompressibel som analysetype. Her har man mulighet til å velge turbulensmodell og om strømmingen er stasjonær eller ikke-stasjonær. Etter flere forsøk er det kommet frem til at *k-epsilon* som turbulensmodell gir best konvergens. Det er videre benyttet stasjonær simulering, som betyr at strømmingen ikke endrer seg med tiden. Når analysetype er valgt blir man tatt med til arbeidsbenken hvor detaljene i simuleringen skal spesifiseres.

## **Materialvalg**

Her velges vann som materiale og Newtonsk som viskositetsmodell. I SimScale er kinematiske viskositeten ( $\nu$ ) satt lik  $9,338 \cdot 10^{-7}$  m<sup>2</sup>/s og tettheten ( $\rho$ ) lik 997,3 kg/m<sup>3</sup> for vann. Dette tilsvarer til temperatur på ca. 10 ° C, som er omtrent tilsvarende til temperaturen av tunnelvaskevann.

## **Initialbetingelser**

Initialbetingelser er nødvendig for ytterligere kvantiteter som beskriver turbulens transporten. Under initialbetingelser kan disse verdiene settes for hele område («domain») eller for en del av det («sub-domain») (SimScale, 2023a). I denne oppgaven er det ikke nødvendig å endre initialbetingelsene ettersom det er en stasjonær strømming.

## **Grensebetingelser**

Ettersom modellområde er avgrenset er det nødvendig med grensebetingelser for å kunne si noe om forholdene i grenseflatene mellom modellen og omgivelsene. Det er her væskens innløpshastighet, trykk ved utløp og veggene som omgir væsken blir bestemt (SimScale, 2023a). Fra Garshol et al. (2015) sin rapport om rensing av vaskevann fra Nordbytunnelen var det beregnet vannføring ved tunnelvask på 15 L/s. Dette gir en innløpshastighet på omtrent 1,12 m/s for rørdiameter som er 130,8 mm. Trykk ved utløpet ble satt lik 0. For vegger er alle overflater utenom innløps- og utløpspunktet valgt.

## **Numeriske innstillinger**

Her fastsettes hvordan ligninger skal løses ved bruk av diskretiseringsmetoder og løsningsalgoritmer. Dette bidrar til å forbedre simuleringens stabilitet og robusthet. Uansett om det er mulig å justere numeriske innstillinger, er det anbefalt å beholde standardinnstillingene med mindre det er god grunn til å endre dem (SimScale, 2023a). I denne oppgaven er det valgt å ikke endre numeriske innstillinger.

## **Simuleringskontroll**

Her defineres de generelle kontrollene over simuleringen. Her kan en rekke variabler settes. Innstillinger under denne fanen gir blant annet ramme for sluttid, maksimal tid og tidssteg. Etter endt sluttid vil det ikke bli utført flere iterasjoner. Tidssteget definerer iterasjonens trinnstørrelse. Sluttiden delt på tidssteget angir antall iterasjoner som blir gjennomført under simuleringen. Skriveintervall angir en intervallverdi som definerer antall tidstrinn mellom to skrivinger av resultat. Simuleringene i denne oppgaven kjørte til en sluttid på 3000 sekunder med et tidssteg på 1 sekund. Data ble skrevet ut hvert 1000 sekund, og den maksimale kjøretiden for simuleringene var på 20 000 sekunder. Det verdiene gir oss er 3000 iterasjoner, men ettersom skriveintervallet er 1000 får vi 3 resultater for en simulering.

## **Resultatkontroll**

I denne delen er det mulig å definere ytterligere simuleringsresultater. Denne kontrollerer hvordan resultatene blir skrevet som vil si skrivefrekvens, plassering, statistikk og «output» data osv. (SimScale, 2023a). I denne delen legges «Mean age of fluid» til, altså vannalder til vannet i sedimenteringstanken.

## **«Meshing»**

Dette er prosessen hvor det beregnede området av tredimensjonale modellen deles opp deler eller celler. Dette gjøres for å kunne løse de matematiske ligningene for væskestrømning mer presist (SimScale, 2023a). Her ble det valgt «fineness» på 5 og kjørt «meshing». Dette tar omtrent 3 til 10 minutter.

## **Kjøring av simulering**

Til slutt er det bare å starte simuleringen og vente til den blir ferdig. Dette tar ofte 20 – 30 minutter. Etter at simuleringen er kjørt går man videre til å analysere resultatene.

## **Konvergens**

Konvergens i CFD-simuleringer er avgjørende for å sikre at simuleringene er pålitelige og nøyaktige. Konvergensplott i SimScale er verktøy for å evaluere konvergens og det gir innsikt i ubalanser i simuleringen. Residual representerer forskjellen mellom den oppnådde løsningen og balansen i systemet. For å sikre numerisk nøyaktighet ønskes det at residualene er så små som mulig, vanligvis lavere enn  $1 \times 10^{-3}$  (SimScale, 2020).

Residualplottet er ikke bare nyttig for å sjekke størrelsen på ubalansen, men også for å vurdere stabiliteten for løsningen. Dersom plottet viser plutselige topper indikerer det at simuleringer har hatt problemer som kan gjøre resultatet upålitelig. For videre undersøkelse av konvergens av løsningen kan plott for grensebetingelser som domenet, innløp, utløp og vegger sjekkes.

Hvis residualplott indikerer dårlig konvergens bør konvergensplott for grensebetingelser undersøkes slik at det som gir dårlig konvergens kan justeres eller rettes (SimScale, 2020). For alle simuleringer som presenteres i oppgaven har konvergensplott blitt sjekket for forslagene som presenteres.

## 4 Resultater og diskusjon

### 4.1 Renseeffekten av ulike polymerer

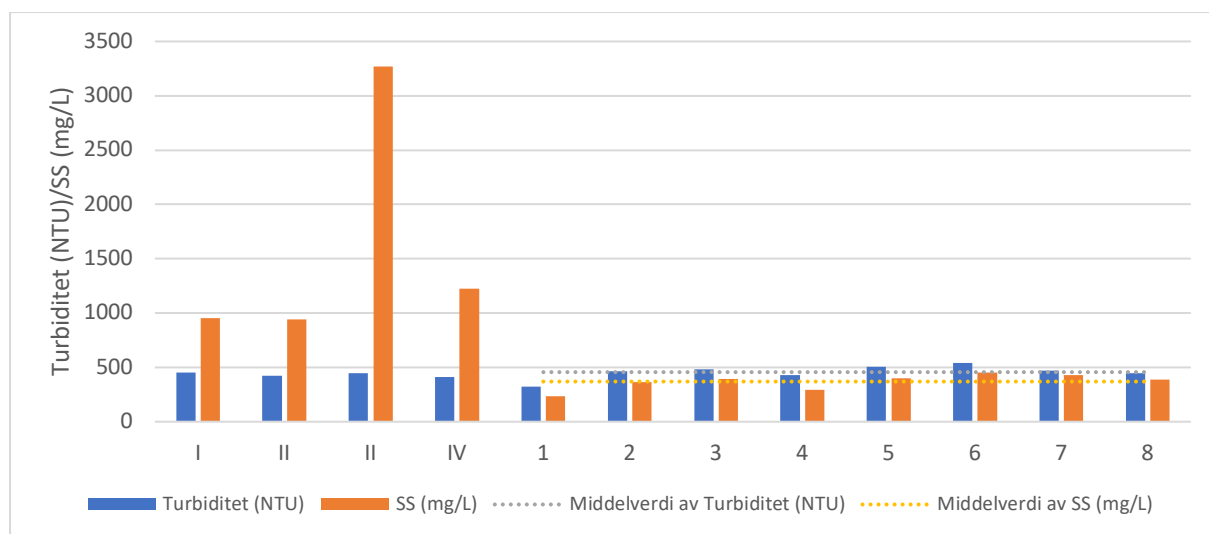
Hovedfokuset i analysen var å måle turbiditet, SS og nivåer av tungmetaller for å vurdere hvilken polymer som var mest effektiv til å behandle tunnelvaskevann.

#### 4.1.1 Turbiditet og SS

##### Resultater uten polymer

For polymer 1 og 2 ble det gjennomført jartest med en kontrollprøve, hvor det ikke ble tilsatt noe polymer. For polymerene 3 til 8 ble det imidlertid gjennomført tilsvarende kontrollprøver uten dosering på et senere tidspunkt. Som følge av dette og variasjon i både turbiditeten og SS over tid, ble det besluttet å bruke middelerverdier for målingene for de åtte polymerene. Det er disse resultatene som blir brukt til å sammenligne effekten av de ulike polymerene.

Figur 6 viser turbiditeten og SS i vaskevannet før det ble gjennomført jartest (I – VI) og kontrollprøvene (1 – 8). Middelerverdi for turbiditet og SS i kontrollprøvene (20 min) er henholdsvis 456 NTU og 370 mg/L, slik det er vist i Figur 6. Standardavvikene for middelerverdiene ( $\sigma_m$ ) ble beregnet til å være 23 NTU for turbiditet og 25 mg/L for SS.

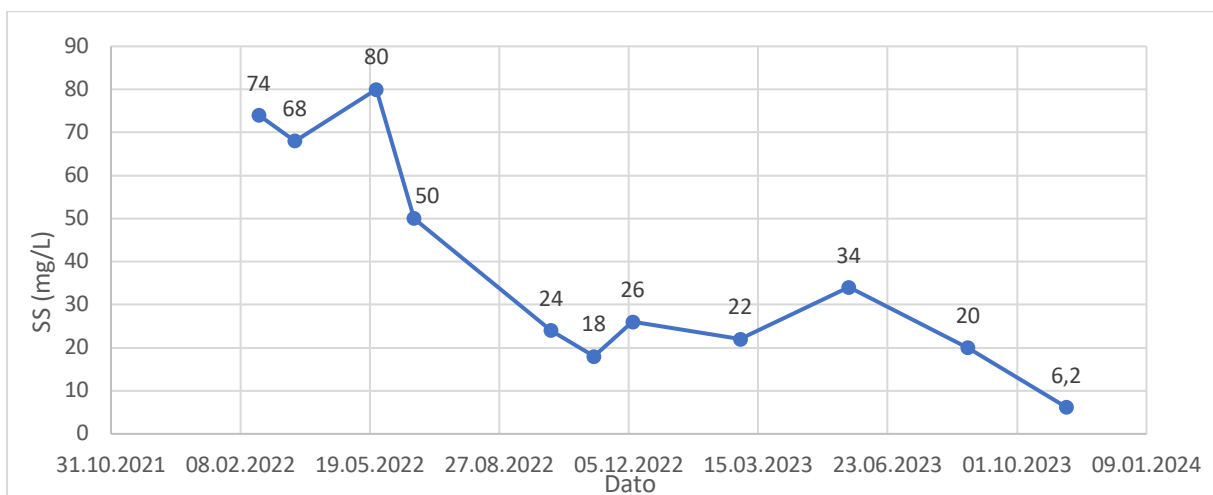


Figur 6: Turbiditet og SS i ubehandlet og sedimentert vaskevann. I – IV er prøvene fra ubehandlet vaskevann, mens 1 – 8 er prøver fra sedimentert vaskevann uten polymer.

Ved tre av prøvene hadde vannet stått i noen minutter før prøvene ble tatt (I, II og IV), mens ved prøve III ble det blandet godt slik at alle partikler ble med. Derfor har resultatet i prøve III mye mer SS i forhold til de andre. Resultatene i ubehandlet vaskevann indikerer at det mye partikler i vannet før behandling. Prøve 1 – 8 er tatt etter 20 minutter med sedimentering. I alle tilfellene ser vi en betydelig reduksjon av SS, mens turbiditeten fremdeles er lik før og etter sedimentering.

### Resultater av SS fra renseanlegget i Vålerengatunnelen

Ved å ta prøveresultatene fra renseanlegget i Vålerengatunnelen i betraktning (se Figur 7), der SS begynte på 74 mg/L og siste måling på 6,2 mg/L, er det tydelig at renseanlegget har oppnådd betydelig forbedring i vannkvaliteten over tid. Resultatene fra ubehandlet vaskevann og prøveresultatene fra tunnelen gir et referansepunkt for å sammenligne effektiviteten av polymerene.

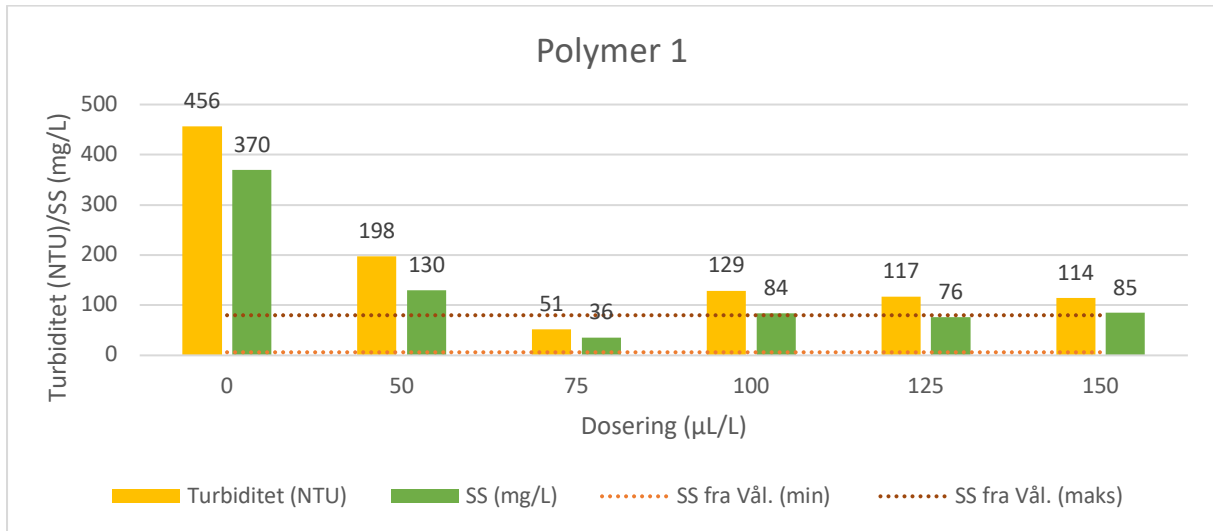


Figur 7: SS (mg/L) målt fra renseanlegget i Vålerengatunnelen.

### Resultat med polymer

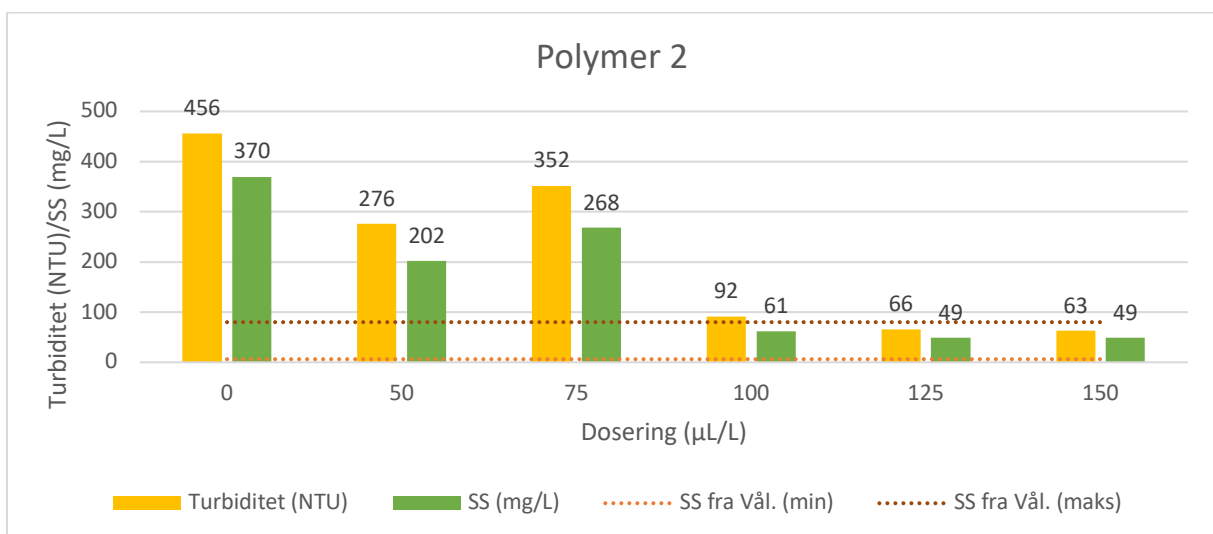
For alle polymerene ved 0 µL dosering er middelerdi av både turbiditeten og SS oppgitt. Dette er henholdsvis 449 NTU og 612 mg/L. Dette antyder høy tilstedeværelse av partikler i vannet før behandling. I Figur 8 ser vi at ved dosering av polymer 1 synker turbiditet og SS. Det er lavest turbiditet og SS ved 75 µL noe som tyder på at den meste effektive doseringen for å redusere parameterne ligger

mellom 50 og 100  $\mu\text{L}$ . For doseringer over 100  $\mu\text{L}$  viser analysen at det ikke medfører noe signifikant reduksjon av parameterne.



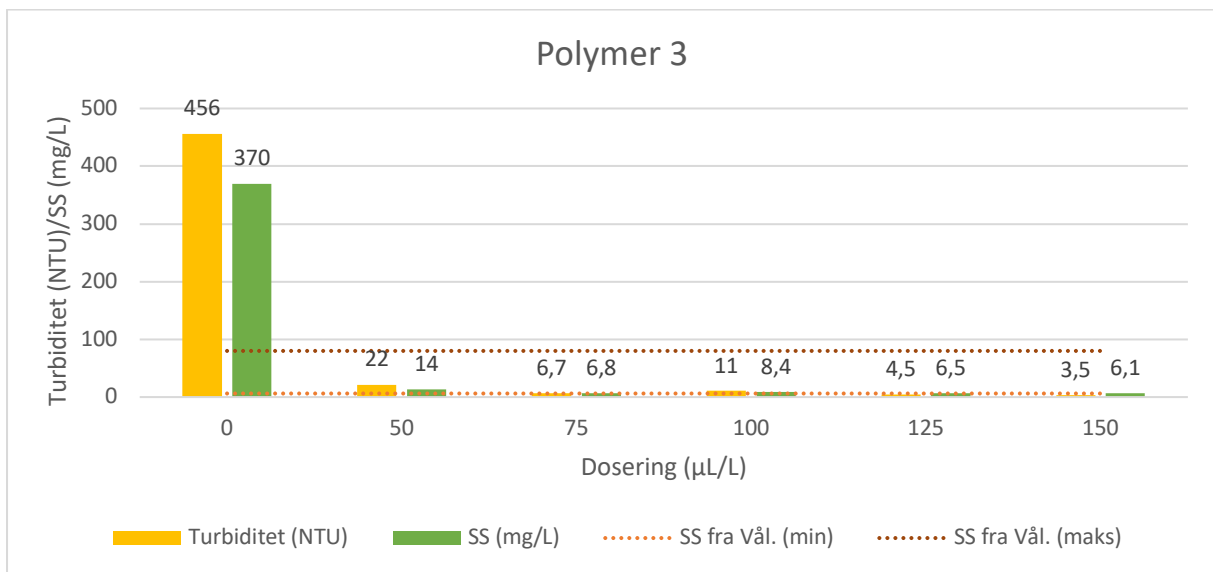
Figur 8: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 1 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelverdi av det åtte kontrollprøvene.

For polymer 2 som er vist i Figur 9 observeres en mindre markant reduksjon av turbiditet og SS ved dosering 50  $\mu\text{L}$  og 75  $\mu\text{L}$ . Når doseringen øker til 100  $\mu\text{L}$  kan det observeres en betydelig reduksjon av både turbiditet og SS. Det tyder på at optimal dosering for denne polymeren er større enn 100  $\mu\text{L}$ . Ved dosering 125  $\mu\text{L}$  og 150  $\mu\text{L}$  er det mulig å observere en liten reduksjon av parameterne fra 100  $\mu\text{L}$ . For polymer 2 tyder det på at en dose på 125  $\mu\text{L}$  er den mest effektive med tanke på reduksjonen av turbiditet.



Figur 9: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 2 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelverdi av det åtte kontrollprøvene.

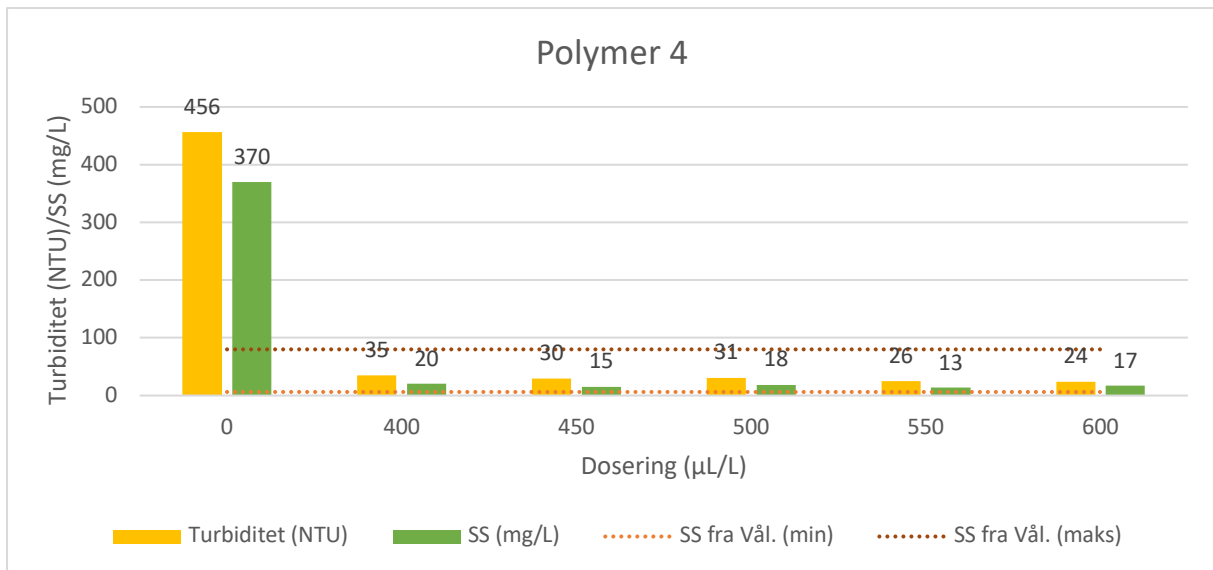
I Figur 10 er resultatene for polymer 3 presentert. Her er det mulig å observere en dramatisk forbedring av vannkvaliteten. For de påfølgende doseringene fortsatte verdien av turbiditeten og SS å avta, med en stadig mindre forskjell mellom doseringene. Den marginale forbedringen i resultatene fra doseringer over 50  $\mu\text{L}$  tyder på at det kan være en terskel for effektiviteten av polymer 3. Det virker som det er lite å hente på å øke doseringen etter et visst punkt, noe som kan indikere på at dosering på 50  $\mu\text{L}$  er tilstrekkelig for å oppnå den ønskende effekten av polymeren.



Figur 10: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 3 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelverdi av det åtte kontrollprøvene.

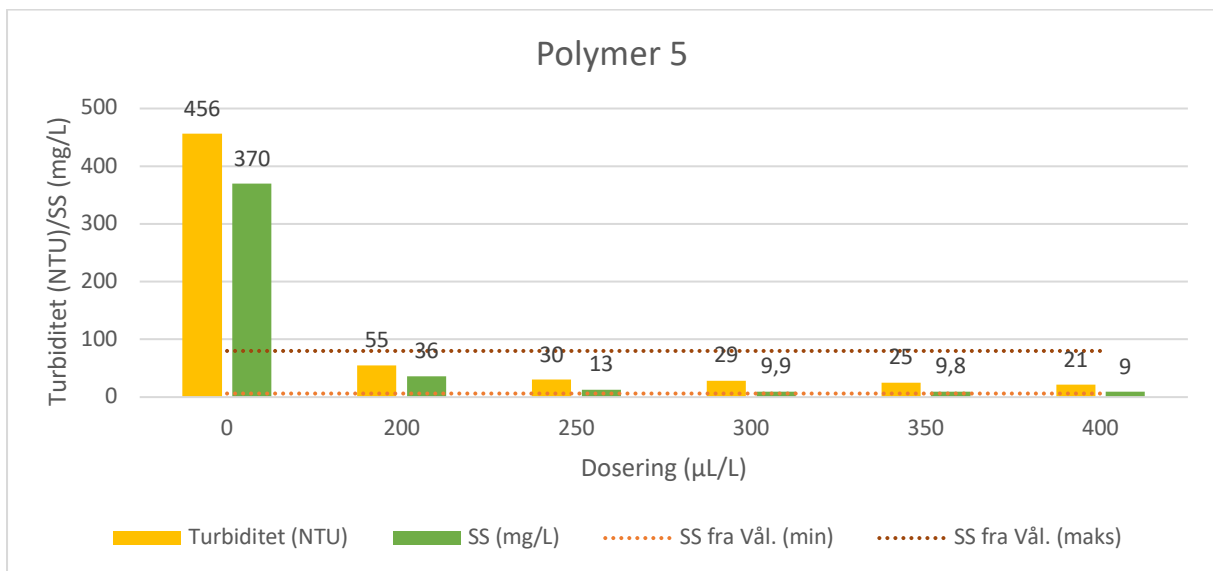
Med tilsetning av polymer 4 er det mulig å observere endring i vannkvaliteten (se Figur 11). I motsetning til de tidligere polymerene er doseringene betydelige høyere, starter fra 400  $\mu\text{L}$  og går opp til 600  $\mu\text{L}$ . Ved laveste dosering på 400  $\mu\text{L}$  reduseres turbiditet og SS betydelig, noe som tyder på at polymeren har en sterk innledende effekt. Etter hvert som doseringen øker, forsetter både turbiditeten og SS å avta. Likevel er reduksjonen minimalt og ytterlige økninger i dosering tyder på at de gir mindre forbedring.





Figur 11: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulike dosering av polymer 4 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelverdi av det åtte kontrollprøvene.

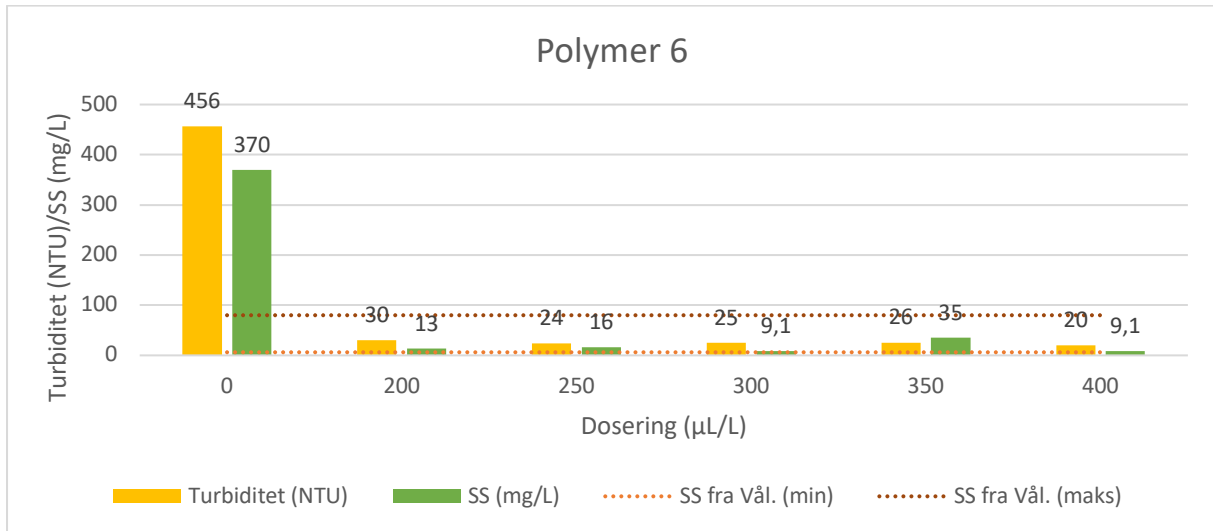
For polymer 5 som er vist i Figur 12 er det mulig observere forbedring i vannkvalitet. Reduksjon av turbiditet og SS er små ved økte doseringer, den flater seg ut etter 250 µL. Doseringsmengde som gir effektiv reduksjon av parameterne for polymer 5 vil være rundt 300 µL.



Figur 12: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulike dosering av polymer 5 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelverdi av det åtte kontrollprøvene.

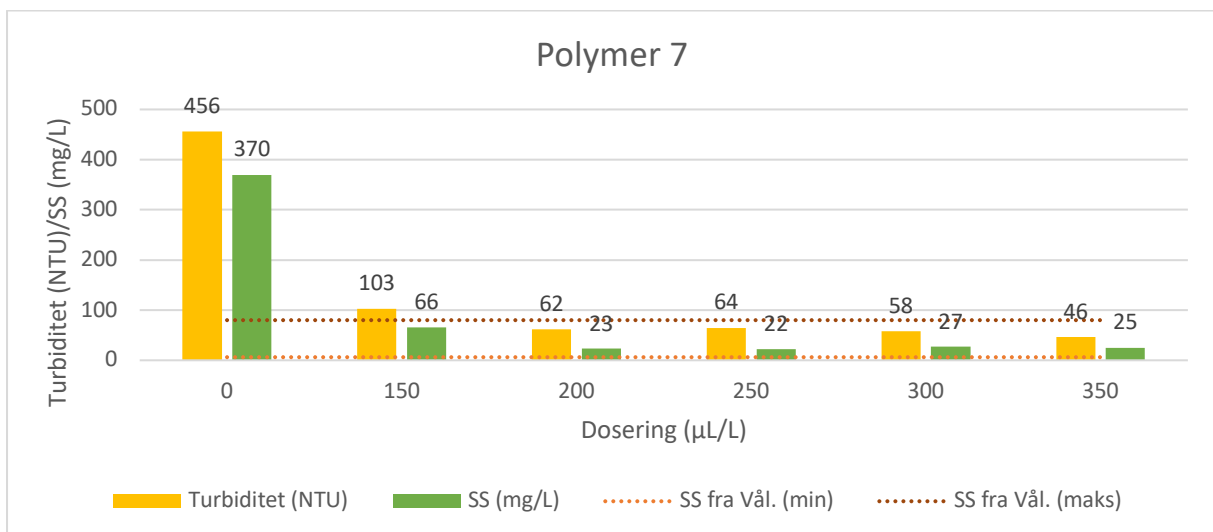
I Figur 13 er det mulig å observere at trenden med reduksjon av turbiditet og SS fortsetter for polymer 6 ved ulike doseringer. Ved dosering 350 µL er det mulig å observere en liten økning av både turbiditet og SS. Dette uforventede resultatet kan

være forårsaket av mulige feilkilder i eksperimentet eller i datainnsamlingen. Lavest verdi for turbiditet og SS observeres ved 400  $\mu\text{L}$



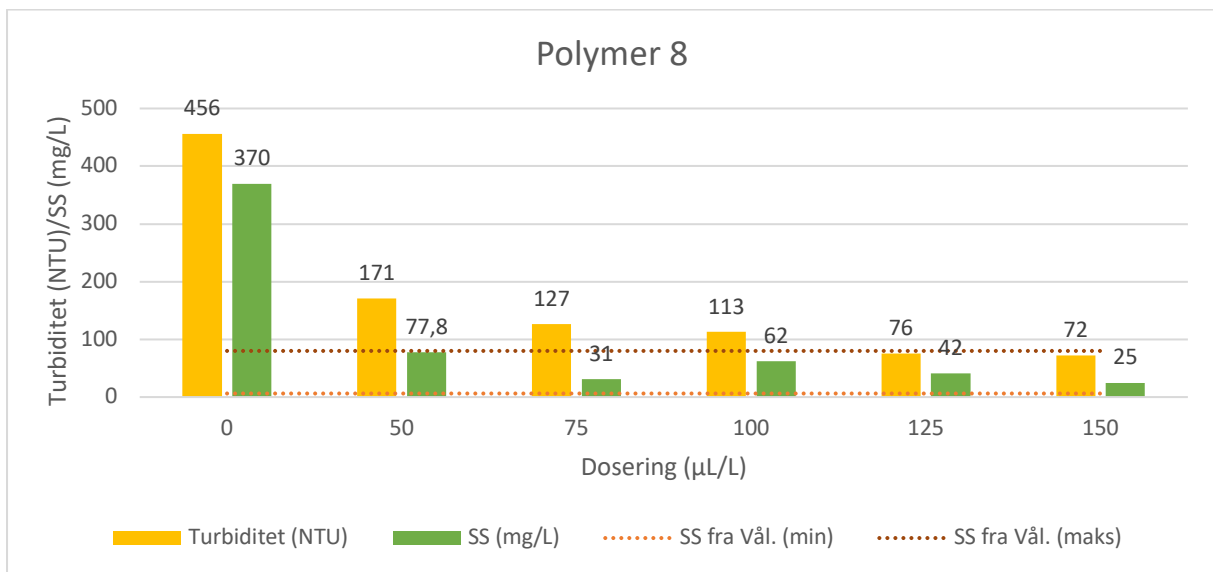
Figur 13: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 6 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelverdi av det åtte kontrollprøvene.

For polymer 7 blir vannkvaliteten forbedret slik det er vist i Figur 14. Det er lavest SS ved 250  $\mu\text{L}$ , mens turbiditeten er lavest ved 300  $\mu\text{L}$ . SS øker i liten grad for doseringer etter 250  $\mu\text{L}$ , men dette er minimalt. For turbiditeten observeres det reduksjon i de to første doseringene (150  $\mu\text{L}$  og 200  $\mu\text{L}$ ) før det øker ved 250  $\mu\text{L}$ . I de påfølgende doseringene er det likevel reduksjon. Ettersom det ikke er stor forskjell mellom 300  $\mu\text{L}$  og 350  $\mu\text{L}$  vil den optimale doseringen for polymer 7 være under 350  $\mu\text{L}$ .



Figur 14: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 7 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelverdi av det åtte kontrollprøvene.

For den siste polymeren er det også mulig å observere bedre vannkvalitet, men den er lavere enn de andre polymerene (se Figur 15). Ved de første doseringene ser vi allerede reduksjon av turbiditet og SS som gradvis reduserer for videre doseringer. Ved den høyeste doseringen er begge parameterne lavest. Reduksjonen vi ser for denne polymeren antyder at det kan være fordelaktig å benytte høyere doser for å oppnå klarere vann. Den optimale dosen for den polymeren er derfor nødvendigvis ikke den høyeste doseringen som ble testet.



Figur 15: Turbiditet (NTU) og SS (mg/L) ved ulik dosering av polymer 8 i tunnelvaskevann. 0-prøven er middelverdi av det åtte kontrollprøvene.

For å vurdere hvilken av de åtte polymerene som er mest effektiv er deres evne til å redusere turbiditet og SS blitt analysert. Effektiviteten måles ved å se på reduksjonen av disse verdiene fra deres startpunkt og å identifisere hvilken polymer som oppnår laveste nivået. I Tabell 4-1 er oppsummering av evnen til hver av polymerene for redusering av turbiditet og SS blitt oppgitt.

Tabell 4-1: Oppsummering av hver polymer

<b>Polymer 1</b>	Gode reduksjoner med en dosering mellom 50 µL og 100 µL
<b>Polymer 2</b>	Mest effektiv mellom 125 µL og 150 µL
<b>Polymer 3</b>	Meget lav ved alle doseringer
<b>Polymer 4</b>	Høyere dosering er nødvendig
<b>Polymer 5</b>	God reduksjon, utflating i effektivitet ved høye doseringer
<b>Polymer 6</b>	Effektiv, men trengs høyere dosering
<b>Polymer 7</b>	Ikke like effektiv som de andre
<b>Polymer 8</b>	Høyere dosering gir antageligvis bedre effektivitet

Basert på resultatene ser det ut til at polymer 3 er den mest effektive, ettersom den oppnår meget lave verdier av turbiditet og SS ved lave doseringer. Disse verdiene er veldig nær eller lavere enn 6,2 mg/L som er resultatet fra siste måling fra Vålerengatunnelen. Basert på sammenligning av eksisterende renseanlegg og de andre polymerene er polymer 3 er mest effektiv.

Det er viktig å påpeke at selv om polymer 3 viste seg å være mest effektiv i analysene, er det flere faktorer som må tas hensyn til før endelige konklusjoner trekkes. Spesielt mangler vi informasjon om dosene for de ulike polymerene er sammenlignbare. Ettersom det er mangel på informasjon om mengde polymer, i masse eller mol per dosering, og kostnadsaspekter ved de ulike polymerene. Det er derfor ikke mulig å fastslå at den ene polymeren er bedre enn den andre.

En annen ting å ta i betraktning er at for polymer 3 – 6, og muligens andre, viser resultatene at den optimale dosen kan ha vært lavere enn de dosene som ble testet. Årsaken til dette er fordi resultatene er relativt like for alle de testede dosene og dette gir uklarhet i hvor mye dosene kan redusere før resultatene blir dårlige. Dette begrenser verifisering av optimal dosering og mulighet for sammenligning av kostnadseffektiviteten av de ulike polymerene.

### 4.1.2 Tungmetallanalyser

Tabell 4-2 viser en oversikt av konsentrasjonsnivåer av forskjellige metaller i fem blanke prøver og åtte polymerer. De blanke prøvene viser stor sett metallkonsentrasjoner under LOD («Limit of detection»), noe som tyder på at metodikken som ble brukt er pålitelig og at den ikke bidrar betydelig metallforurensing i prøvene. I polymer 1, 2 og 3 er det forekomst av Zn, men ettersom doseringene i 1 L tunnelvaskevann er forsvinnende lite kan vi se bort i fra dette.

Tabell 4-2: Resultater av tungmetaller i blank prøver og i polymerene.

	Cr	Ni	Cu	Zn	Mo	As	Cd	Sn	Sb	W	Pb
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
<b>Blank 1</b>	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<0,12	<0,05	<LOD	<0,04
<b>Blank 2</b>	0,962	<0,3	<LOD	42,1	0,186	<LOD	<LOD	0,17	0,182	<LOD	4,19
<b>Blank 3</b>	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,134	<LOD	<LOD	<LOD
<b>Blank 4</b>	<LOD	<LOD	<LOD	<3	<LOD	<LOD	<LOD	0,139	<LOD	<LOD	<LOD
<b>Blank 5</b>	<LOD	<0,3	<LOD	<3	<LOD	<LOD	<LOD	<0,12	<LOD	<LOD	<LOD
<b>Polymer 1</b>	<LOD	<LOD	<LOD	50,1	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<0,122	<0,31
<b>Polymer 2</b>	<LOD	<LOD	<LOD	<25	<LOD	<LOD	<LOD	<0,93	<LOD	0,175	0,375
<b>Polymer 3</b>	<LOD	<LOD	<LOD	25,3	<0,51	<LOD	<LOD	<0,93	<0,41	<LOD	0,453
<b>Polymer 4</b>	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<0,93	<LOD	0,254	<0,31
<b>Polymer 5</b>	<LOD	<2,6	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<0,93	<LOD	<LOD	<LOD
<b>Polymer 6</b>	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1,18	<LOD	<LOD	<0,93	<LOD	1,13	<LOD
<b>Polymer 7</b>	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<0,93	<LOD	0,14	<0,31
<b>Polymer 8</b>	<LOD	<LOD	<LOD	<25	<LOD	<LOD	<0,094	1,13	<LOD	<LOD	0,38

LOD = Limit of detection

Tabell 4-3 viser at polymerene er under grensen for påvisning av de grunnstoffene, og vi kan derfor se bort i fra at de er basert på aluminium og jern.

Tabell 4-3: Resultater om polymerene inneholder aluminium eller jern.

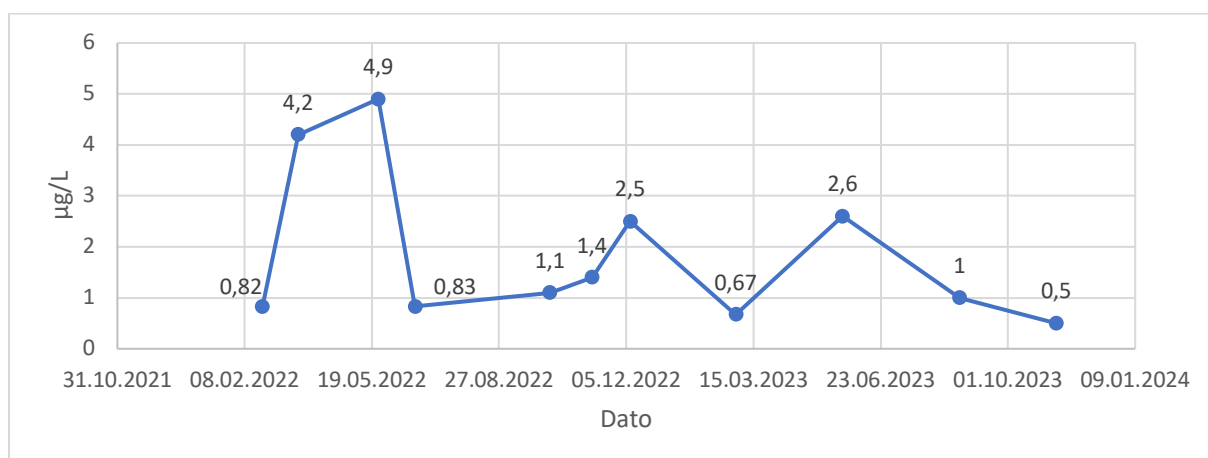
	Al	Fe
	mg/L	mg/L
<b>Polymer 1</b>	<LOD	<0,19
<b>Polymer 2</b>	<0,36	<0,19
<b>Polymer 3</b>	<LOD	<0,19
<b>Polymer 4</b>	<LOD	<LOD
<b>Polymer 5</b>	<LOD	<LOD
<b>Polymer 6</b>	<LOD	<0,19
<b>Polymer 7</b>	<LOD	<0,19
<b>Polymer 8</b>	<LOD	<0,19

I Vedlegg A er konsentrasjon av ulike tungmetaller fra ubehandlet vaskevann oppgitt. 0 – prøvene (A, B og C) i Vedlegg A er prøver som ble tatt samme dag som vaskevannet ble hentet. Prøvene 1 – 8 er tatt på et senere tidspunkt rett fra godt omrøstet vanndunk som hadde blitt lageret i kjølerommet. Tabell 3-1 viser en oversikt over ulike doseringer for hver enkel polymer og det er dette x-asken i figurene for konsentrasjon av de ulike metallene etter jartest representerer. Minimum og maksimum i de samme figurene angir høyeste og laveste verdi av de ulike metallene som har blitt målt i Vålerengatunnelen.

### Krom (Cr)

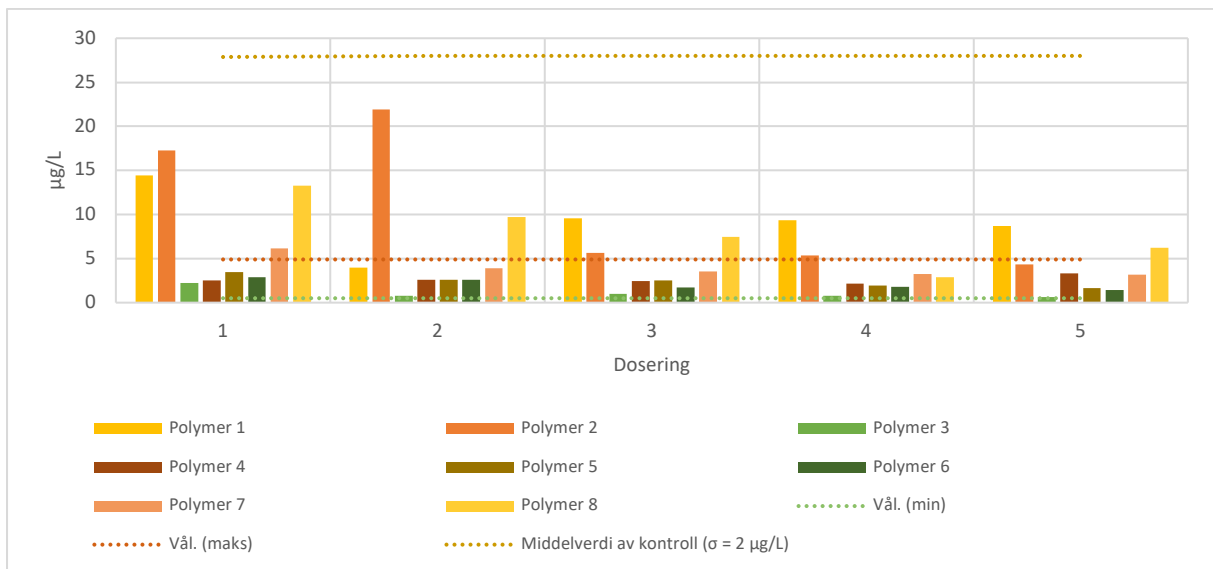
I Tabell 2-3 er det oppgitt at Cr i vegavrenning har sitt opphav fra kjøretøyets karosseri og forbrenning. Prøvene fra ubehandlet vaskevann hadde en middelvei på 296 µg/L med standardavvik på 9,5 µg/L. Resultatene indikerer at der jevn tilstedeværelse av Cr i det ubehandlede vannet på tvers av de forskjellige prøvene.

Linjediagrammet i Figur 16 viser konsentrasjon av Cr i utløpet fra renseanlegget til Vålerengatunnelen over tid, hvor vannet har hatt en oppholdstid på 21 dager eller mer. Konsentrasjonene varierer fra 0,5 µg/L til 4,9 µg/L, hvor kromnivåene var litt høyere i startfasen av anlegget før det ble litt jevnere. Årsaken til dette kan være variasjonen i kvalitet av tunnelvaskevannet i den perioden. Sammenlignet med de ubehandlede vaskevannet er konsentrasjonene ganske lave.



Figur 16: Prøveresultater av Cr fra Vålerengatunnelen.

Figur 17 viser konsentrasjonene av Cr etter jartest der ulike polymerene ble tilsatt. Konsentrasjonene er betydelig lavere enn sammenlignet med ubehandlet vaskevann, hvor konsentrasjonene varierer fra under 5  $\mu\text{g/L}$  til omtrent 30  $\mu\text{g/L}$ . Polymer 3 skiller seg nok mest ut ettersom konsentrasjon av Cr er mindre 1  $\mu\text{g/L}$  ved fire tilfeller. Generelt sett viser polymerene effekten for å redusere kromnivåer tydelig, hvor noen er mer effektive enn andre. Middelerdien av kontrollprøvene (uten tilsatt polymer) viser også en reduksjon i Cr-konsentrasjon, noe som tyder på sedimentering bidrar til en viss reduksjon. Flere av polymerene er under det høyeste målte konsentrasjonen av Cr i Vålerengatunnelen, mens polymer 3 er den eneste som er under den laveste målte konsentrasjonen.

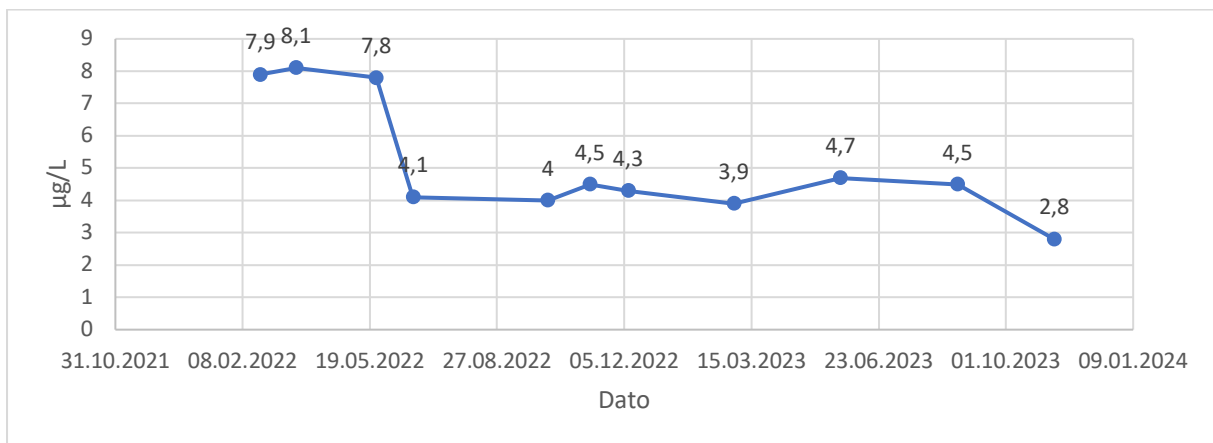


Figur 17: Konsentrasjon av Cr etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.

Det er tydelig at resultatene fra jartest og prøveresultatene fra tunnelen har betydelig lavere kromnivåer. Dette viser effektiviteten av de forskjellige metodene. Selv i kontrollprøven i jartest viser reduksjon noe som tyder på at fysisk sedimentering spiller en rolle for reduksjon av Cr.

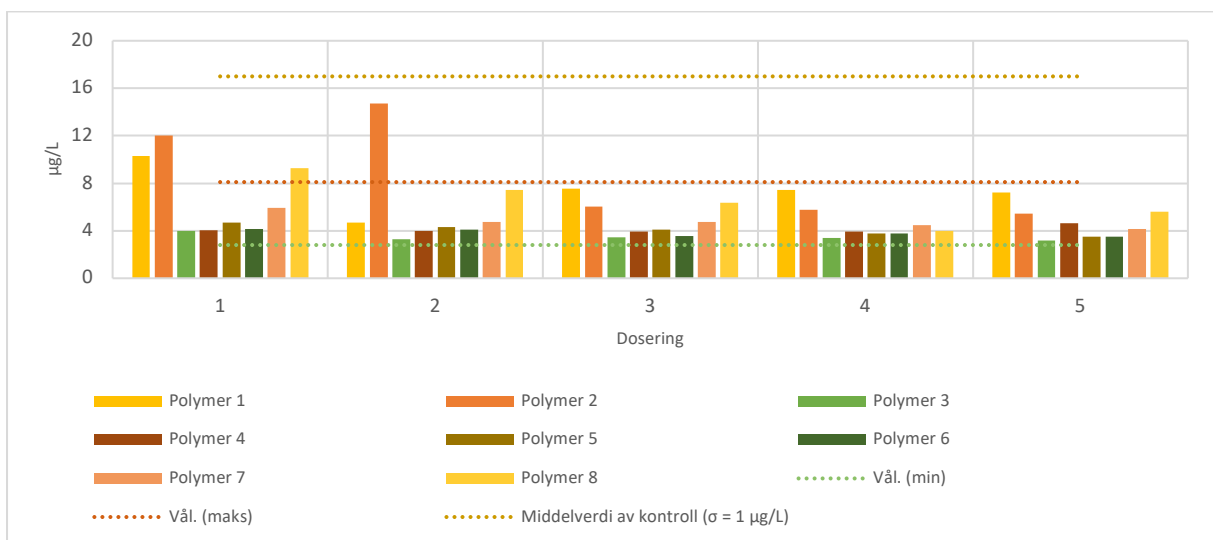
## Nikkel (Ni)

Ni har sitt opphav fra bremses og forbrenning i vegavrenning i følge Tabell 2-3. Middelerdi for konsentrasjon av Ni i ubehandlet vaskevann var 140 µg/L med standardavvik på 4,3 µg/L. Linjediagrammet i Figur 18 viser Ni konsentrasjoner fra utslippet til Vålerengatunnelen over tid. Her ser nedgående trend fra rundt 8 µg/L til under 3 µg/L noe som indikerer at renseprosessen på over en 21-dagers periode er effektiv til å redusere nivåene av Ni.



Figur 18: Prøveresultater av Ni fra Vålerengatunnelen.

Konsentrasjon av Ni fra jartest viser betydelig lavere konsentrasjon enn ubehandlet vaskevann (se Figur 19). Verdiene varierer fra 5 til under 20 µg/L. Middelerdien av kontrollprøvene hvor ingen polymer er tilsatt viser en reduksjon. Alle utenom polymer 1 og 2 er under det høyeste målte konsentrasjonen av Ni i Vålerengatunnelen.



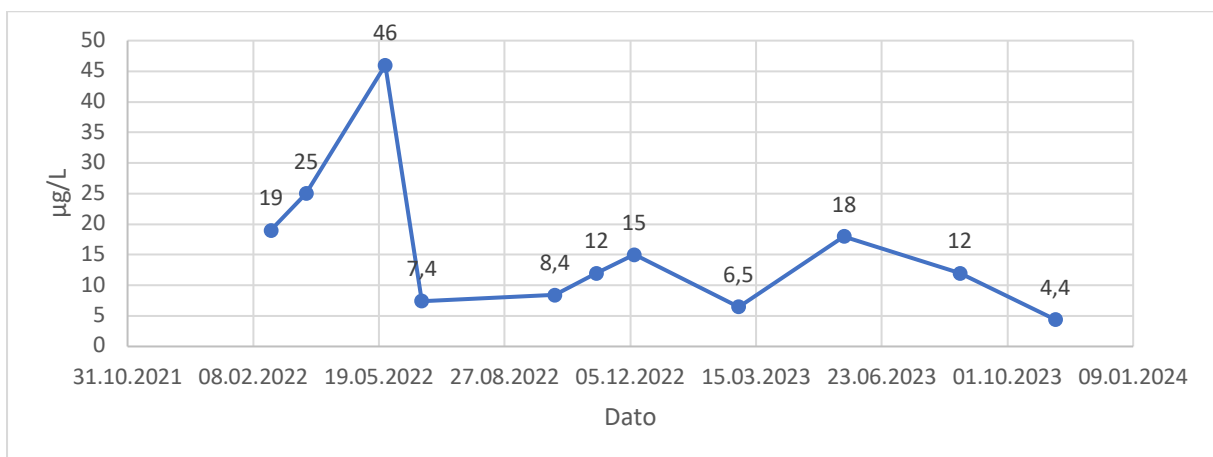
Figur 19: Konsentrasjon av Ni etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenumereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.



Resultatene viser at det høyeste nivået av Ni er i det ubehandlede vaskevannet. I både jartest og i prøveresultatene fra renseanlegget viser en markant reduksjon av konsentrasjoner. Det at selv kontrollprøven i jartest viser en reduksjon, fremhever at fysiske prosesser som sedimentering har en effekt. Ingen av polymerene hadde lavere en minste målte konsentrasjon fra anlegget. Den nærmeste var polymer 3 som hadde nesten like verdier, men det er også flere av polymerene som ligger ved samme nivåer.

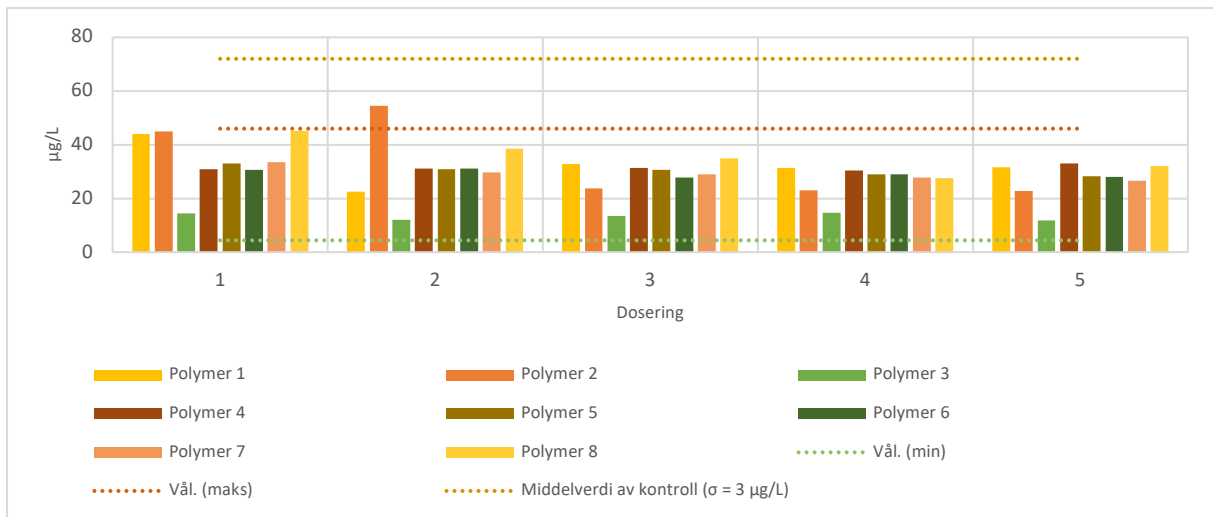
### Kobber (Cu)

I Tabell 2-3 er oppgitt at Cu i vegavrenning har sitt opphav fra bremses og dekk. For Cu er middelverdien 531 µg/L og standardavvik 14 µg/L i ubehandlet vaskevann. I Figur 20 er konsentrasjonene fra renseanlegget vist. Konsentrasjonene fra anlegget viser en del variasjoner hvor den på den høyeste har vært 46 µg/L og ved laveste på 4,4 µg/L. Anlegget over tid viser at den har effektiv fjerning av Cu.



Figur 20: Prøveresultater av Cu fra Vålerengatunnelen.

I Figur 21 ser vi at konsentrasjonene av Cu etter jartest viser en markant reduksjon sammenlignet med det ubehandlede vannet. Det ble observert en reduksjon av Cu-konsentrasjon uten tilsetning av polymer sammenlignet med ubehandlet vaskevann.

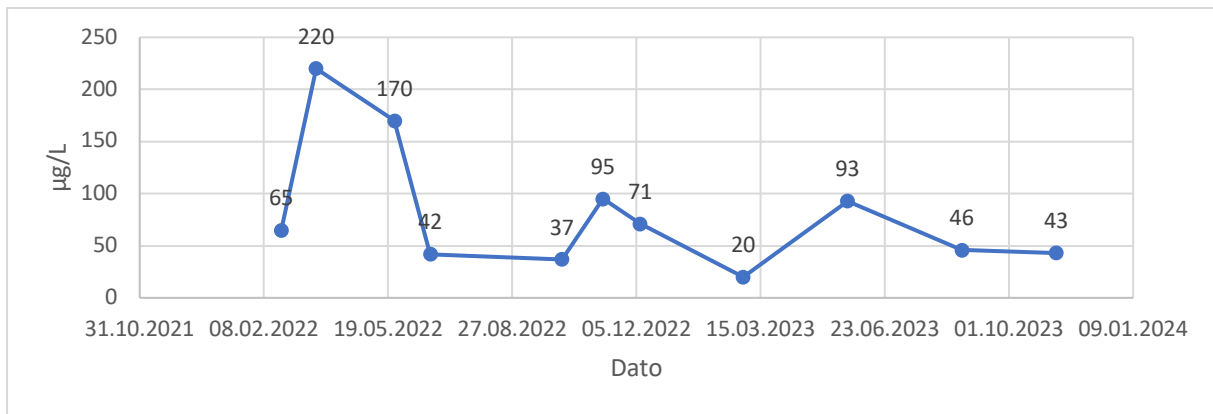


Figur 21: Konsentrasjon av Cu etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.

Nok en gang viser polymer og prøveresultatene effektiviteten sammenlignet med det ubehandlede vannet. Effektiviteten av polymerene varierer med typen polymer og dosering som er brukt. Renseanlegget gir også betydelig reduksjon over tid. I jartest uten polymer viser også reduksjon som antyder at metoden har en effekt. Ingen av polymerene har klart å fjerne like mye som renseanlegget ved Vålerengatunnelen, men nesten alle polymerene er under det høyeste som er målt ved renseanlegget.

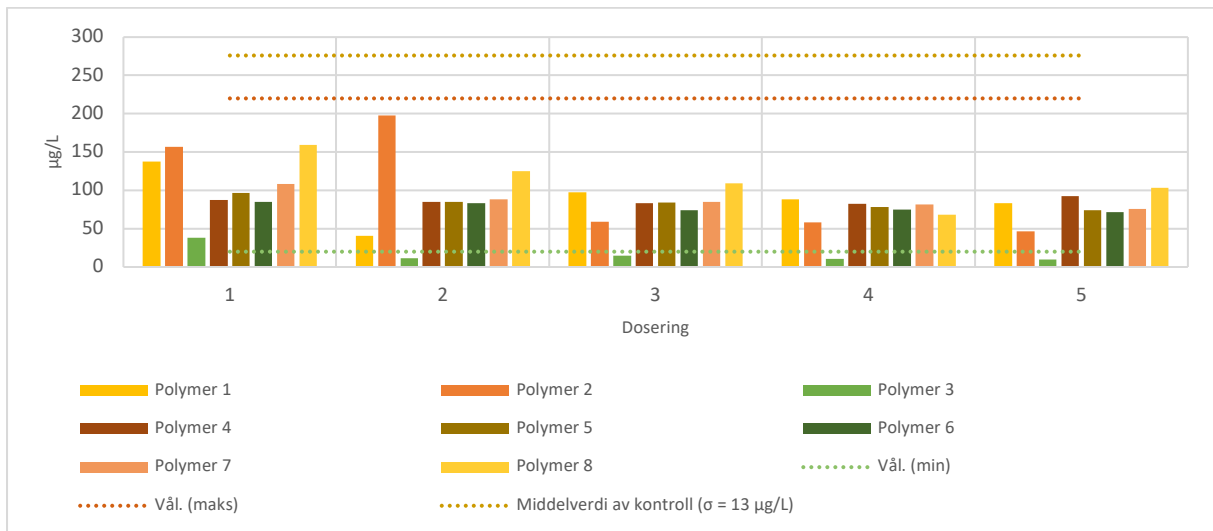
### Sink (Zn)

Tabell 2-3 oppgir at opphav til Zn kommer hovedsakelig fra dekk, karosseri og veiutstyr. Prøvene fra ubehandlet vaskevann hadde en middelvei på 2248 µg/L med standardavvik på 65 µg/L. Prøveresultatene viser igjen at med oppholdstid på 21 dager gir god effektiv på reduksjon av Zn konsentrasjoner (se Figur 22). På det høyeste ble det målt 220 µg/L, men det laveste var på 43 µg/L.



Figur 22: Prøveresultater av Zn fra Vålerengatunnelen.

Resultatene fra jar testene i Figur 23 viser betydelig reduksjon av Zn konsentrasjoner. Her er det også mulig å observere reduksjon i kontrollprøvene uten polymer hvor det kun var 20 min med sedimentering.

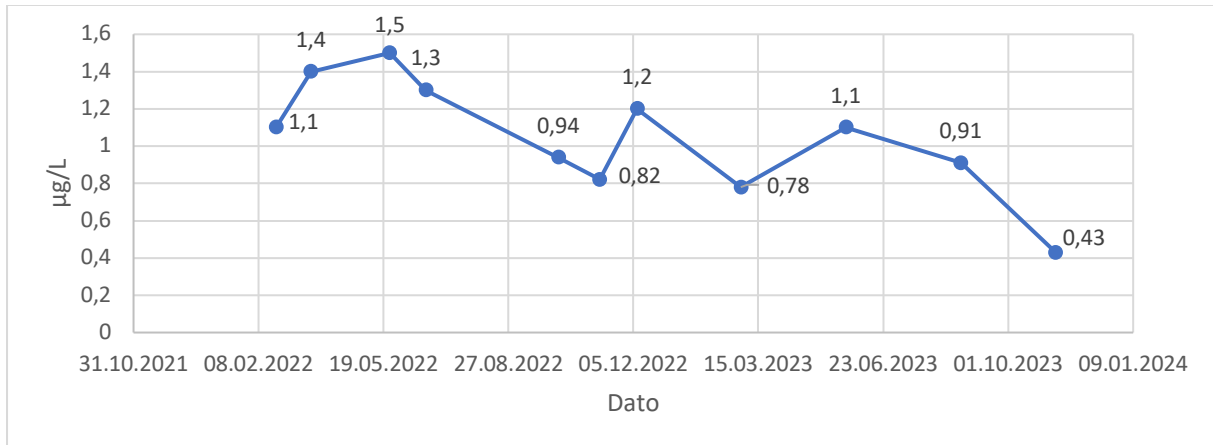


Figur 23: Konsentrasjon av Zn etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.

Igjen ser vi både god effekt av fra både sedimentering fra anlegget og gjennom jartest med polymer. På samme måte som de tidligere metallene, indikerer resultatene fra kontrollprøvene at sedimentering er effektiv. Polymer 3 har igjen vist å være den som gir lavest konsentrasjoner. Dette er lavere enn det anlegget har målt. Her er alle polymerene lavere enn det høyeste målte ved anlegget.

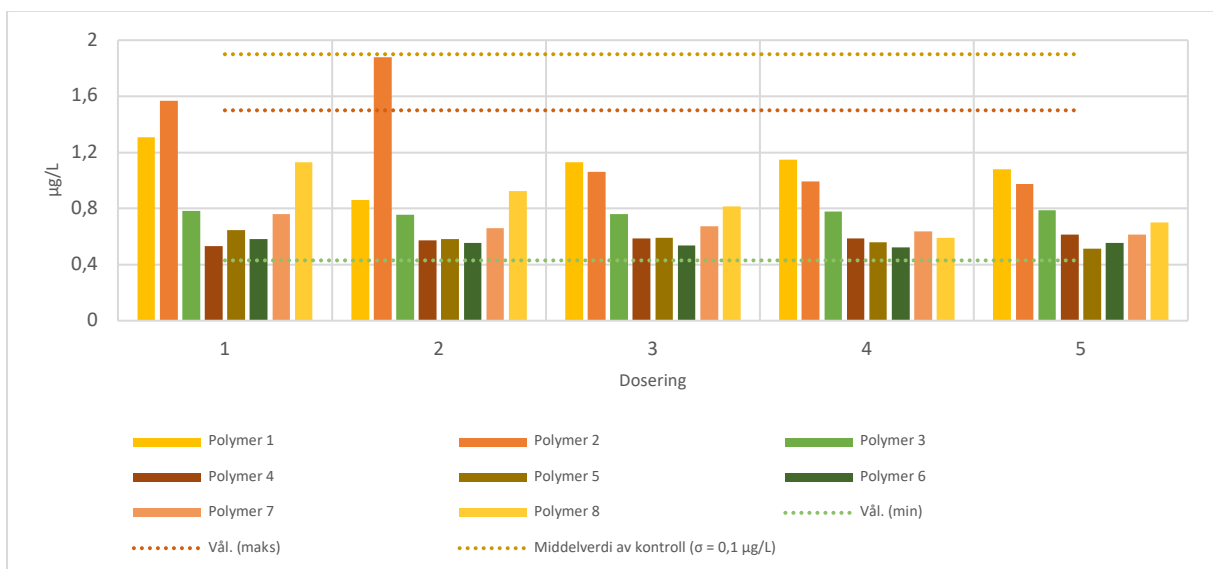
## Arsen (As)

For As er middelveidien 13  $\mu\text{g}/\text{L}$  og standardavvik 0,34  $\mu\text{g}/\text{L}$  i ubehandlet vaskevann. Linjediagrammet i Figur 24 viser en nedgående trend av As-konsentrasjoner over tid fra anlegget på Vålerenga. På det høyeste er det målt 1,5  $\mu\text{g}/\text{L}$  til det laveste på 0,43  $\mu\text{g}/\text{L}$ .



Figur 24: Prøveresultater av As fra Vålerengatunnelen.

Figur 25 viser betydelig reduksjon av As-konsentrasjon ved bruk av polymer. Selv i kontrollprøvene, hvor ingen polymer ble tilsatt, observeres det en reduksjon. Ingen av polymerene får lavere konsentrasjoner enn det anlegget har klart, men alle utenom polymer 2 har konsentrasjoner lavere enn det høyeste som er målt ved anlegget.

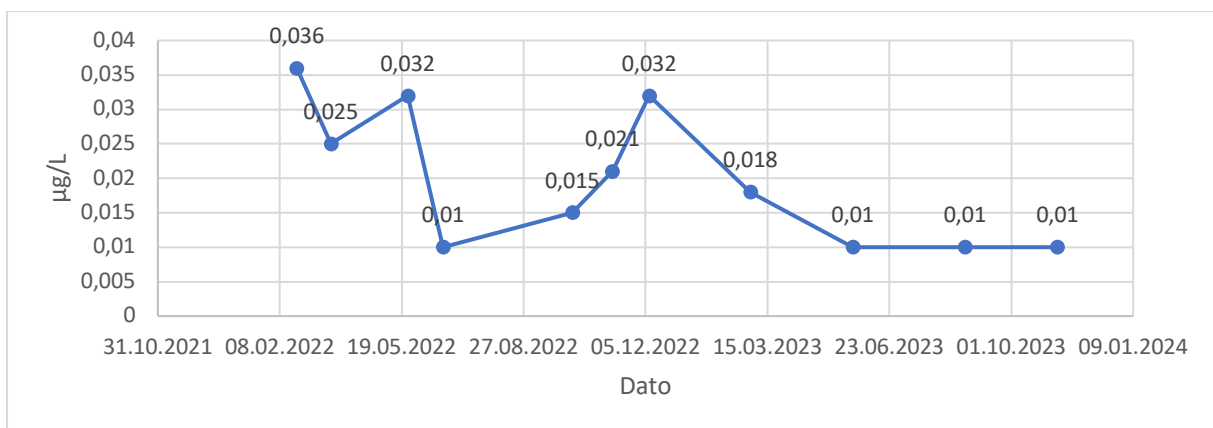


Figur 25: Konsentrasjon av As etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.

Både anlegget og jartest viser en betydelig reduksjon av As-konsentrasjon. Av polymerene har 4, 5 og 6 de lavest As-konsentrasjonene.

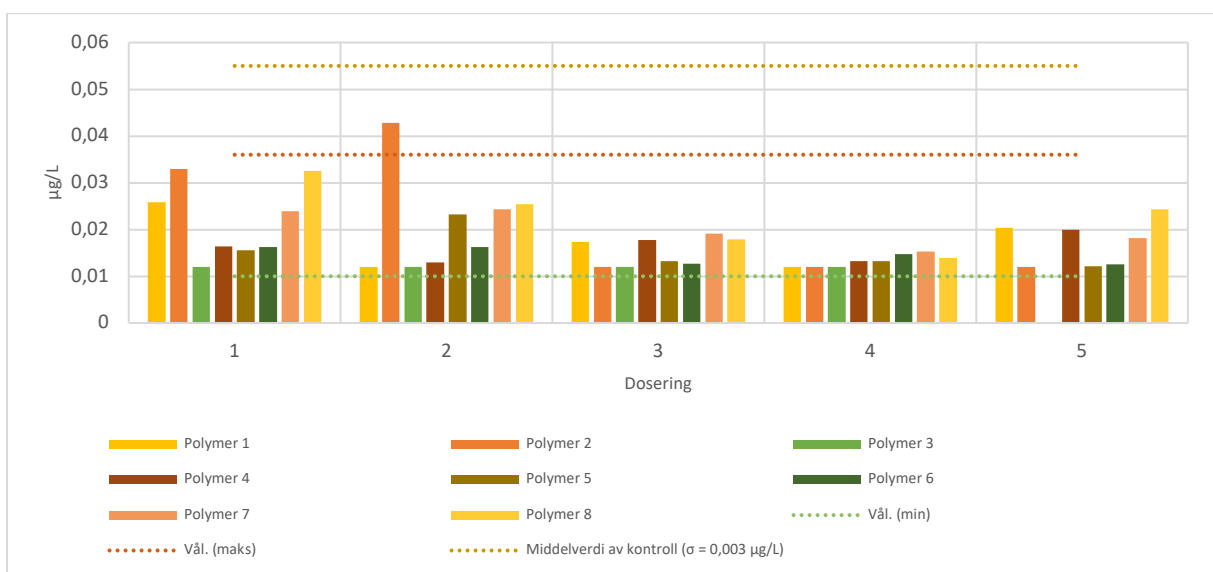
### Kadmium (Cd)

Fra Tabell 2-3 er det oppgitt at Cd har sitt opphav fra dekk og forbrenning når det gjelder vegavrenning. Middelerdi for konsentrasjon av Cd i ubehandlet vaskevann var 0,45 µg/L med standardavvik på 0,018 µg/L. I linjediagrammet for konsentrasjon målt av Cd viser i Figur 26 en del variasjon, men de tre siste målingene viser en stabil konsentrasjon av Cd.



Figur 26: Prøveresultater av Cd fra Vålerengatunnelen.

Figur 27 viser at ved jartest får vi en betydelig reduksjon av Cd-konsentrasjon. Selv i kontrollprøvene uten polymer observeres en reduksjon av Cd-konsentrasjon.

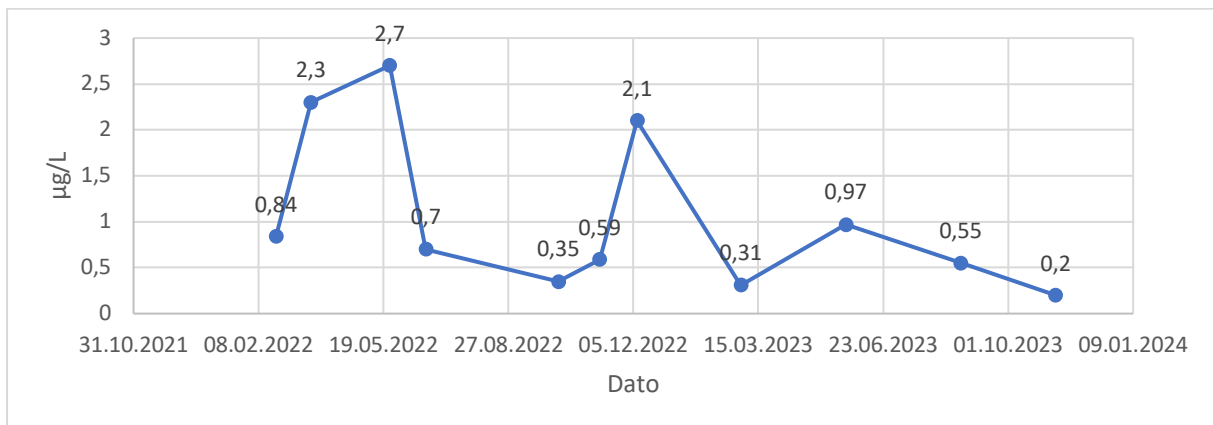


Figur 27: Konsentrasjon av Cd etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.

Resultatene fra jartest og anlegget viser god renseeffekt av Cd. Sammenlignet med rensegraden fra anlegget til Vålerengatunnelen har flere av polymerene like konsentrasjoner av Cd ved ulike doseringer. Her har flere polymer vist god effekt.

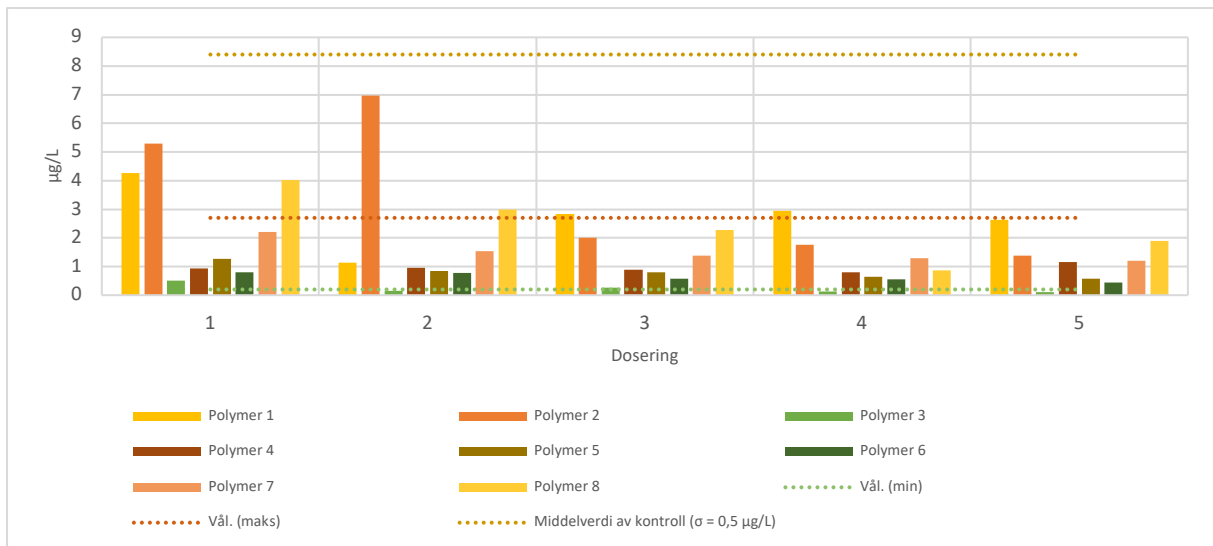
### Bly (Pb)

Informasjon fra Tabell 2-3 viser at Pb sitt opphav i vegavrenning stammer fra bremsler, dekk og veioverflate. Prøvene fra ubehandlet vaskevann hadde en middelværdi på 77 µg/L med standardavvik på 2,2 µg/L. Linjedrammet viser en variasjon i konsentrasjoner fra anlegget (se Figur 28). På det høyeste er det målt 2,7 µg/L, mens det laveste som er målt er på 0,2 µg/L. Anlegget viser å ha god effekt målt over tid.



Figur 28: Prøveresultater av Pb fra Vålerengatunnelen.

Figur 29 illustrerer ytterligere en signifikant reduksjon av konsentrasjon til Pb ved jartest. Det er også mulig å observere at kontrollprøven viser en reduksjon av Pb. Her har polymer 3 helt klart best effekt sammenlignet med de andre polymerene.



Figur 29: Konsentrasjon av Pb etter jartest med 8 ulike polymerer. Dosenummereringen viser til de ulike dosene for hver polymer slik det vist i Tabell 3-1.

Resultatene viser igjen at både anlegget og jartest har god effekt på reduksjon av det målte metallet. Her oppnår polymer 3 lavere konsentrasjoner av bly enn det anlegget klarer. Noen av de andre polymerene får også lave konsentrasjoner av bly, men ikke lavere enn det som er målt ved anlegget.

### Oppsummering og sammenligning av tungmetallanalysene

I alle tilfellene ser vi at konsentrasjonene av metaller i det ubehandlede vaskevannet er mye høyere enn det som ble målt fra jartest, og resultatene fra renseanlegget til tunnelen. I målingene av metaller fra ubehandlet vaskevann er det mulig å observere at verdiene er jevne mellom prøvene (se Vedlegg A). Dette gir en tydelig indikasjon på at både polymerene som er brukt og sedimentering i anlegget med oppholdstid på 21 dager gir like gode resultater.

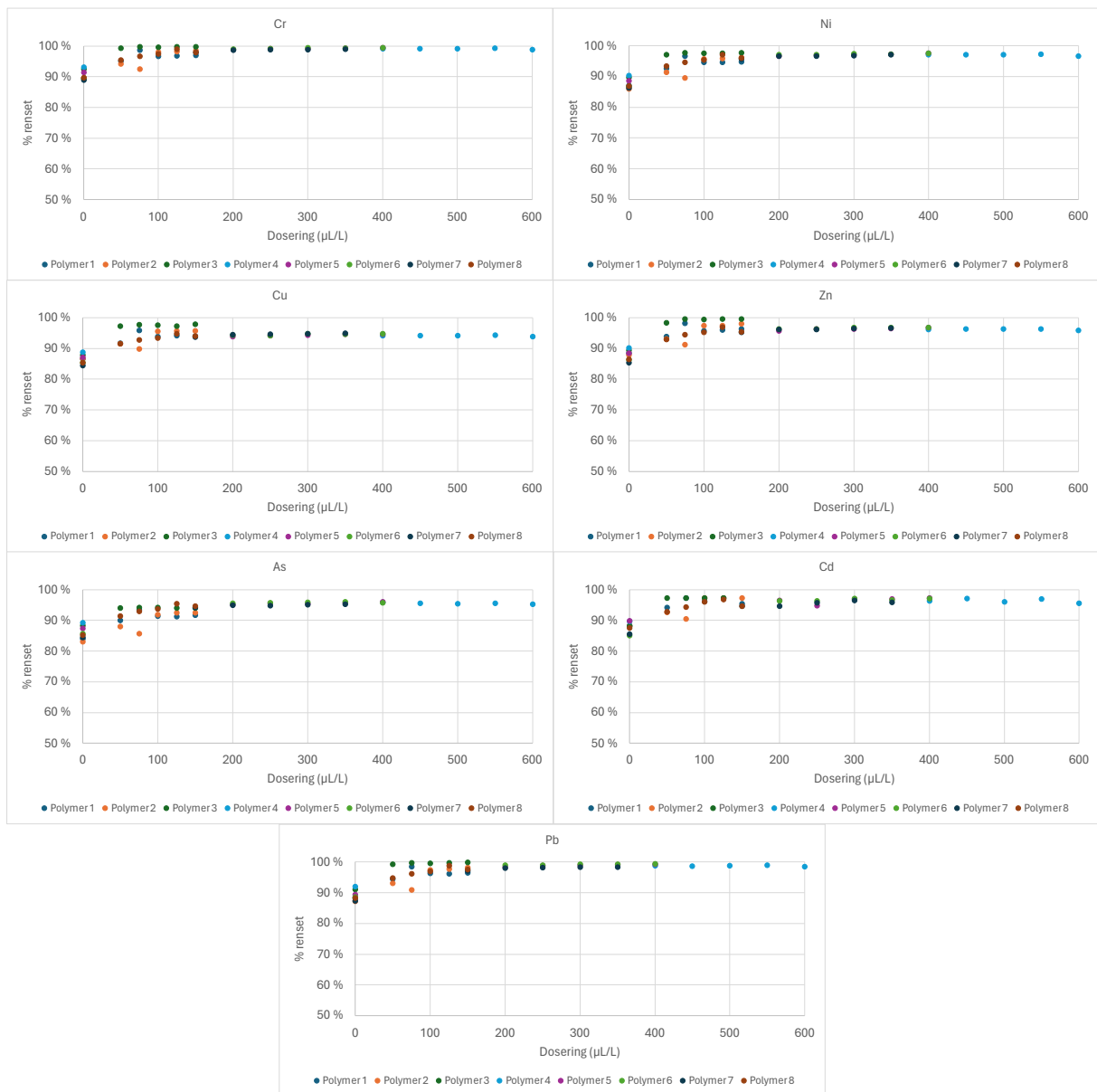
Alle polymerene viste en reduksjon av konsentrasjoner på tungmetaller, likevel er det en variasjon av effektiviteten til dem. Noen polymerer er mer effektive for bestemte metaller. Prøver av polymerene 1 – 3 viste konsentrasjoner av sink og bly, men dette var i mindre konsentrasjoner at det blir neglisjerbart. I jartest var polymer 3 den mest effektive sammenlignet med de andre polymerene som ble testet. Dette indikerer at den feller godt for alle metaller, selv om det var forekomst av bestemte metaller.

Et annet viktig punkt fra jartest er at kontrollprøvene viste en svært god reduksjon av metaller i mange tilfeller.

Figur 30 viser rensegraden ved de analyserte metallene for de ulike polymerene. X-aksen i grafen er doseringen for den aktuelle polymeren per liter tunnelvaskevann. Rensegraden tar utgangspunkt i gjennomsnittet av konsentrasjon til metallene for ubehandlet vaskevann fra Vålerengatunnelen. For kontrollprøven hvor det ikke ble tilsatt noe polymer ser vi at ved bare sedimentering på 20 minutter i jartest klarer man å fjerne opptil 84 – 90 % av tungmetallene. Dette indikerer at kun sedimentering i seg selv bidrar godt til fjerning av metaller uten å tilsette fellingskjemikalie.

Dette er veldig nyttig å vite når man skal vurdere om det er lønnsomt for et anlegg å bruke kjemisk felling som en del av renseprosessen. Det er likevel bemerkelsesverdig i hvor stor grad disse polymerene fungerer. Noen av polymerene har fjernet mellom 96 – 100 % for noen av de analyserte metallene. Dette viser at polymerene har en veldig god effekt ved tilsetting med hurtigomrøring, sakteomrøring og til slutt sedimentering på 20 minutter. Ved riktig dosering vil polymerene være en god fellingskjemikalie for fjerning av metaller.



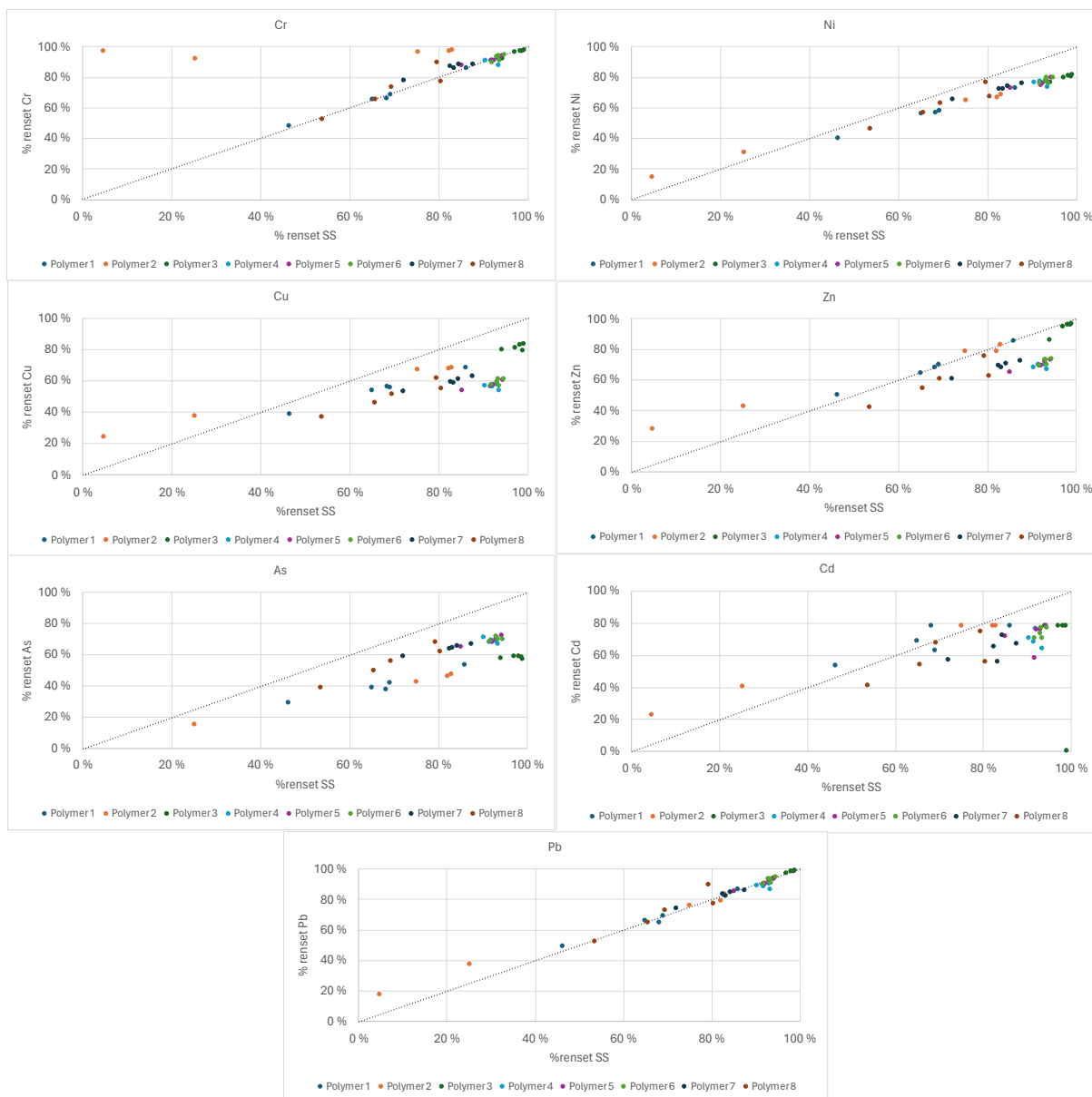


Figur 30: Rensegraden av tungmetaller ved jartest sammenlignet med ubehandlet vaskevann.

### 4.1.3 Diskusjon av SS og tungmetaller

Figur 31 viser prosentvis rensing av de ulike metallene og SS sammenlignet med sedimentert vaskevann uten polymer. For krom og bly ser vi at er like mye renses som SS, mens for de andre metallene er mer SS blitt fjernet. For de metallene hvor SS fjernes bedre tyder på at noen av metallene er i løst form og derfor ikke fjernes like godt. Dersom alle metallene er bundet til partiklene som måles i SS, ville fjerningen vært like gode for begge. Det tyder derfor på at krom og bly i stor grad er partikkelbundet.

Vedlegg B viser prosentvis fjerning av metallene fjernes bedre enn SS ved å bruke prøver rett fra tunnelvaskevann. Dette er ikke forventet ettersom partikler vil som regel fjernes bedre sammenlignet med metaller. Årsaken til at resultatet i Vedlegg B viser dette kan være at prøvene som ble brukt til å beregne prosentvis fjerning ikke er representativt for denne sammenligningen ettersom en stor del av partiklene vil sedimentere i løpet av få sekunder, noe som fører til at det blir vanskelig å måle SS. Dette kommer tydelig frem i Figur 6 som viser betydelig høy SS i prøve III hvor det ble blandet veldig godt sammenlignet med de andre prøvene (I, II og VI). På grunnlag av at store mengder partikler sedimenteres selv i vanndunkene og med engang prøvene blir tatt er det derfor ikke sammenlignbart å bruke det opp mot prosentvis fjerning av metaller.



Figur 31: Prosentvis rensing av metaller og SS sammenlignet med sedimentert vaskevann uten polymer

#### 4.1.4 Mulige feilkilder

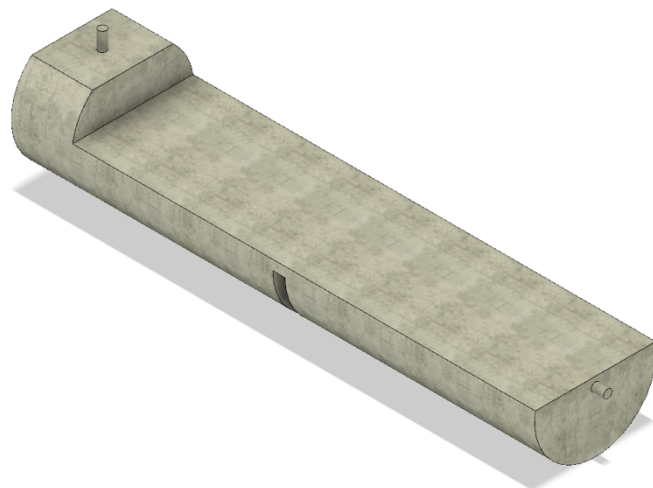
Ved vurdering av effektiviteten til polymerene basert på laboratorietester er det nødvendig å ta hensyn til mulige feilkilder som kan påvirke resultatene. For å avgjøre doseringer for jartest ble PCA benyttet og som følge av at automatisk titrering ikke fungerte, ble dette gjennomført manuelt. Automatisk titrering gir vanligvis mer presise og nøyaktige målinger. Ettersom prosessen ble gjennomført manuelt, kan det være variasjon i dosering som følge av menneskelig feil og vurdering.

En annen potensiell feilkilde kan være at automatpipetten som ble brukt til å pipettere doseringer for polymerløsningene leverte unøyaktige volumer på grunn av den høye viskositeten til polymerene. Standard automatpipetter kan gi feil dosering når man håndterer viskøse løsninger, og det kan dermed påvirke nøyaktigheten.

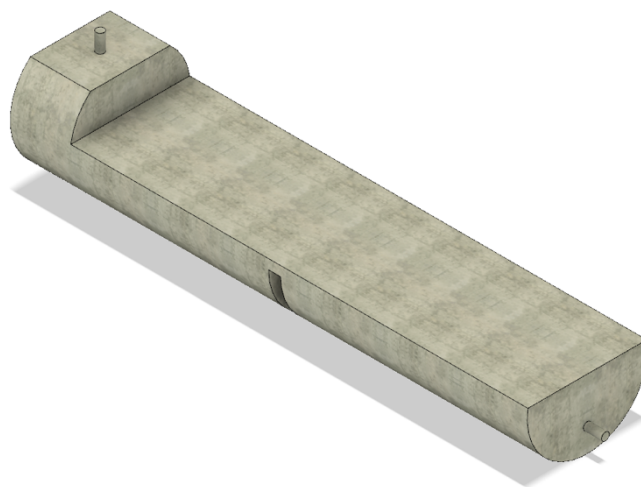
## 4.2 Simulering av sedimenteringsbasseng

### 4.2.1 Forslag til sedimentasjonstank

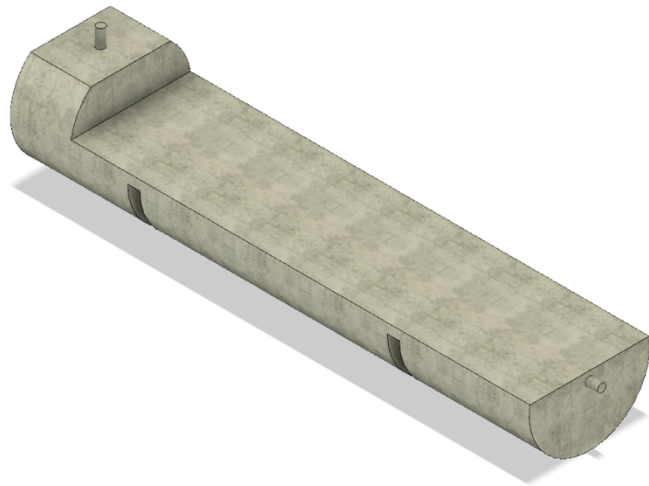
I Figur 32 vises de fire ulike forslagene for sedimentasjonstank. Forslag 1 og 2 består av en terskel som er plassert ved  $x = 430$  cm. Forskjell på forslag 1 og 2 er utløpet er plassert lenger ned for forslag 2. Det samme gjelder for forslag 4. Forslag 3 og 4 består av en ekstra terskel, og de er plassert ved  $x_1 = 195$  cm og  $x_2 = 625$  cm.



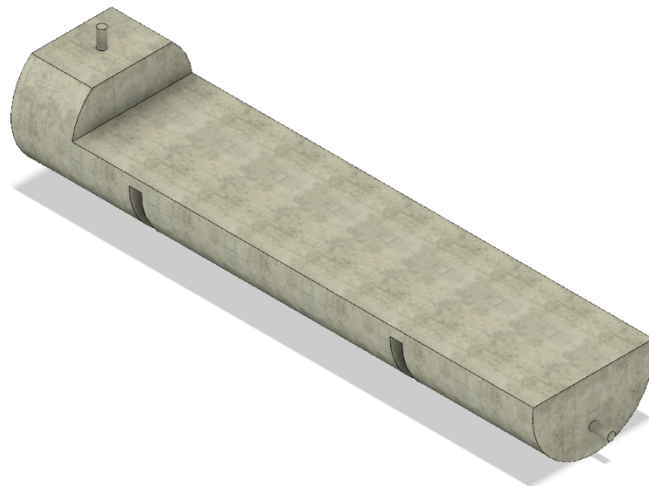
1



2



3



4

*Figur 32: Fire forslag til sedimentasjonstank for rensing av tunnelvaskevann.*

#### **4.2.2 Vannalder**

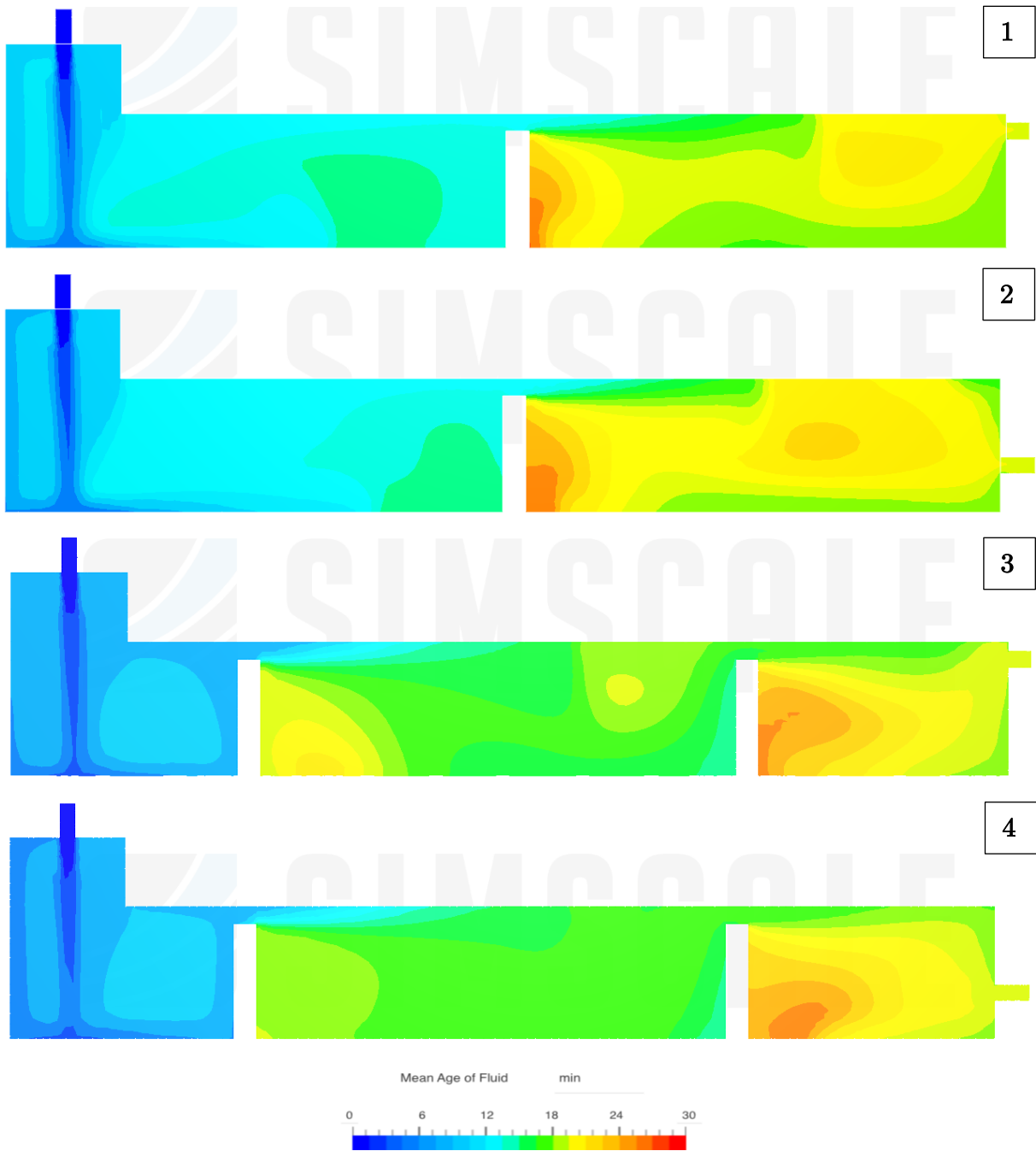
Oppholdstiden er tiden vannet blir i tanken og tilstrekkelig oppholdstid er viktig for å sikre effektiv sedimentering av partikler. Generelt fører lengre oppholdstid til bedre sedimentering, ettersom de fine partiklene trenger mer tid til å synke ned til bunnen. Likevel kan for lang oppholdstid føre til anaerobe forhold noe som kan føre til re-suspensjon av sedimentasjonen i vannet (Moe et al., 2019). I denne oppgaven hvor kjemisk felling studeres er det ikke behov for en stor lagringskapasitet, men det partiklene trenger er nok tid til å sedimentere. For vannalder vil nok jevn overgang gi bedre forhold for sedimentering.

Figur 33 viser vannalder for de ulike forslagene. For forslag 1 kan vi observere at vannet har kortest alder i innløpet til tanken. Vannalderen i tanken øker videre i tanken. Før terskelen er vannalder i tanken mellom 8 – 15 minutter. Etter terskelen blir større andel av vannalderen ved 20 minutter. Rett bak terskelen er alderen over 24 minutter. Forslag 1 har god fordeling av vannalder og som forventet er alderen høyest rett bak terskelen.

For fordeling av vannalder i forslag 2 er veldig likt forslag 1, men det er likevel noe forskjell. Ved innløpet har begge forslagene veldig lik vannalder, her er vannalderen fra mindre enn 6 minutter til over 6 minutter. Videre i tanken er vannalderen 12 minutter før terskel. Det er etter terskel det er mulig å se endringen fra forslag 1. I forslag 2 er større andel av vannalderen over 20 minutter. I tillegg er også andel over 24 minutter bak terskel også større ved forslag 2.

Vannalder for forslag 3 viser at det betydelig forskjell mellom de to tidligere forslagene. Ved innløpet er mye mindre andel av vannalderen under 10 minutter. Etter første terskel er mye av vannalderen mellom 16 til 20. Rett etter første terskel er vannalderen 20 minutter. Etter andre terskel har vi vannalder mellom 20 til 26 minutter. Større andel av vannalderen i forslag 2 bruker lenger tid i tanken.

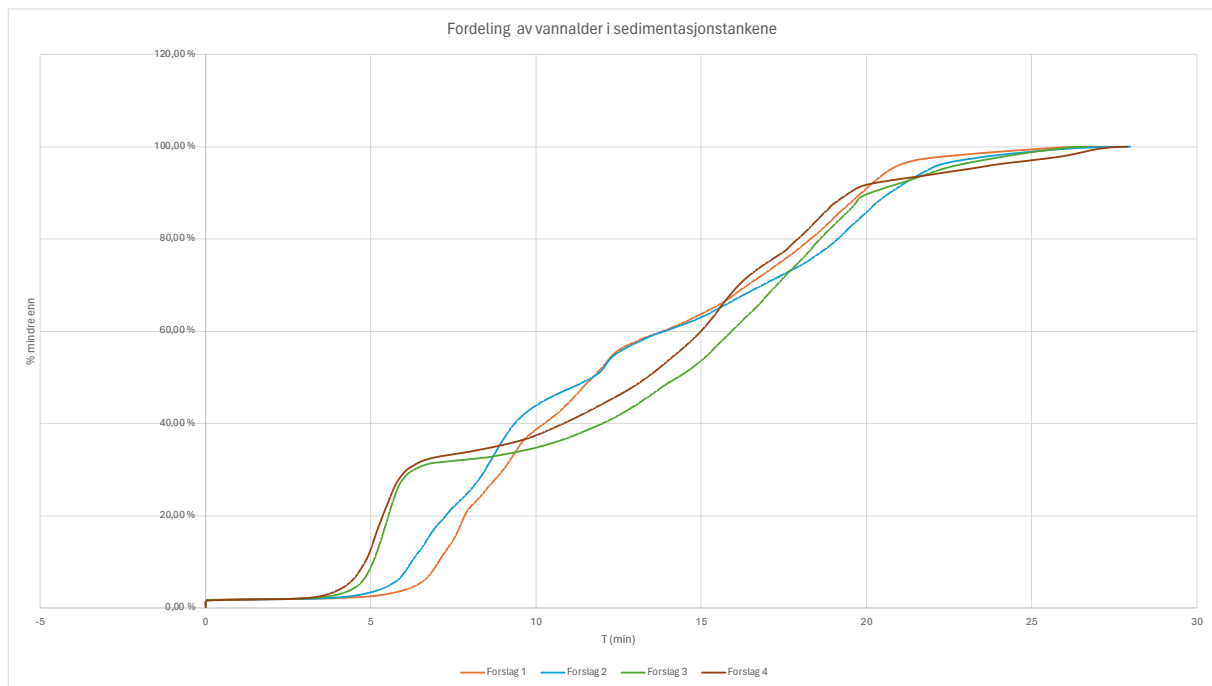
Fordeling av vannalder i forslag 4 viser at den er veldig likt forrige forslag, hvor det er kortere vannalder i begynnelsen av tanken hvor vannalderen ligger mellom 6 – 10 min. I midterste del av tanken har den vannalder på rundt 18 minutter, sammenlignet med forrige forslag har dette forslaget ikke like stor andel av vannalder over 18 minutter i den midterste delen av tanken. For forslag 4 etter andre terskel har vi vannalder mellom 20 til 26 minutter. Større andel av vannalderen er over 24 minutter for dette forslaget sammenlignet med forslag 3.



Figur 33: Vannalder (min) i de ulike forslagene.

I Figur 34 er fordeling av vannalder for de fire forskjellige forslagene fremstilt i prosent. Grafen viser at både forslag 3 og 4 har kurver som stiger raskt i starten og dette indikerer at de har større andel av vannet som oppholder seg mellom 5 – 10 minutter. Etter 10 minutter har forslag 1 og 2 større andel med lenger vannalder. Ved 15 begynner kurvene til 3 og 4 og ta igjen forslag 2, mens forslag 1 holder følge med kurvene til 3 og 4. Litt før slutten har forslag 1 størst andel med lengst vannalder,

men ved slutten av kurvene ender alle opp helt likt. Årsaken til dette er fordi alle forslagene har samme grensebetingelser, som for eksempel lik innløpshastighet og dette fører til at vannet i tanken vil bruke totalt like lang tid ved utløpet.



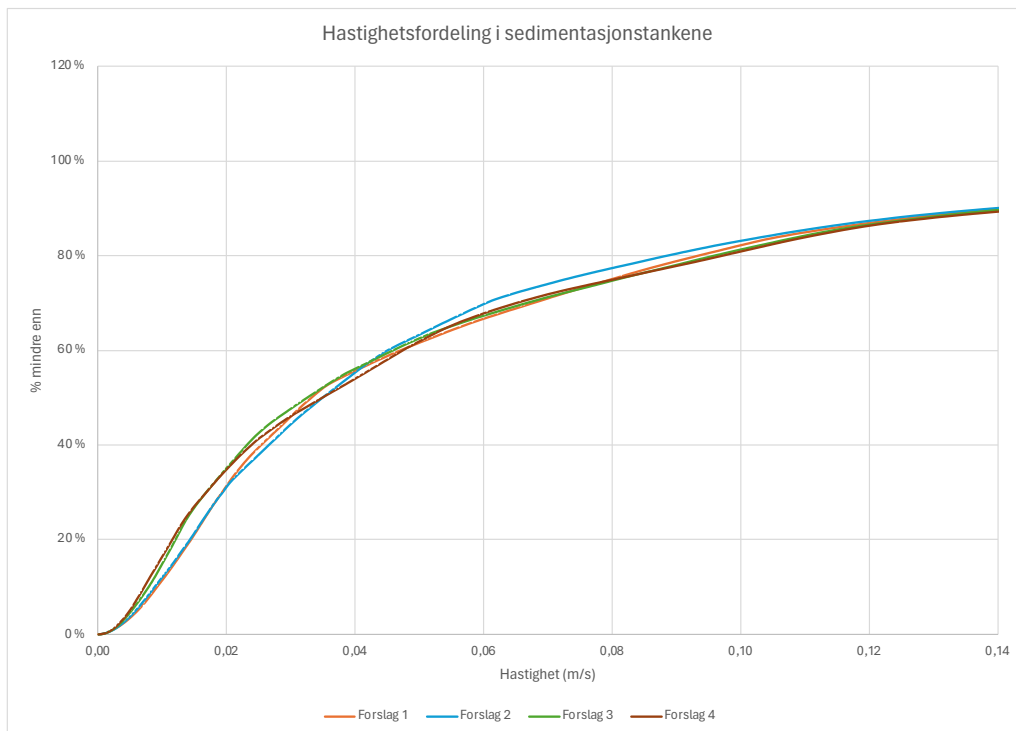
Figur 34: Fordeling av vannalder for de fire ulike forslagene.

Ved sammenligning av de fire forslagene ser vi at vannalderen er for forslag 3 og 4 i innløpet er mye kortere enn ved forslag 1 og 2. Dette stemmer overens med det vi ser i Figur 34, hvor kurvene til forslag 1 og 2 indikerer at de har større andel med kortere vannalder. For forslag 1 og 2 er større andel av vannalderen mellom 8 – 15 minutter, mens for forslag 4 er større del av vannalderen mellom 16 – 20 minutter sammenlignet med de andre. Det som er viktigst å ta i betraktning er at forslag 1 og 2 ser ut til å ha en mer gradvis økning i vannalder. Dette generelt bedre for sedimentering ettersom det indikerer en jevn og langsom strømning som gir partiklene mer tid på å sedimentere. Forslag 3 og 4 derimot har en mer raskere overgang i vannalder. Jevnere vannaldergradient vil sannsynligvis gi mer konsistente forhold som er mer gunstig for sedimentering.



### 4.2.3 Hastighetsstørrelse

I Figur 35 er hastighetsfordelingen for de ulike forslagene vist i prosentandel. Dette er beregnet ut ifra absoluttverdien til hastighetsvektoren. Her ser vi at forslag 3 og 4 har større andel av lavere hastigheter i sedimentasjonstanken. Over 0,03 m/s viser kurvene at forslag 2 har en større andel av hastighetene. Kurvene for de andre forslagene følger hverandre. Ved 0,12 m/s har alle forslagene like stor andel av samme hastigheter.



Figur 35: Hastighetsfordeling (m/s) i sedimentasjonstankene.

Hastighetsstørrelse i tankene kan identifisere egenskaper ved væskestrømmen og hvordan det kan påvirke effektiviteten til sedimentering. Det blå kurven i Figur 36 viser lav hastighet og den røde kurven viser høy hastighet.

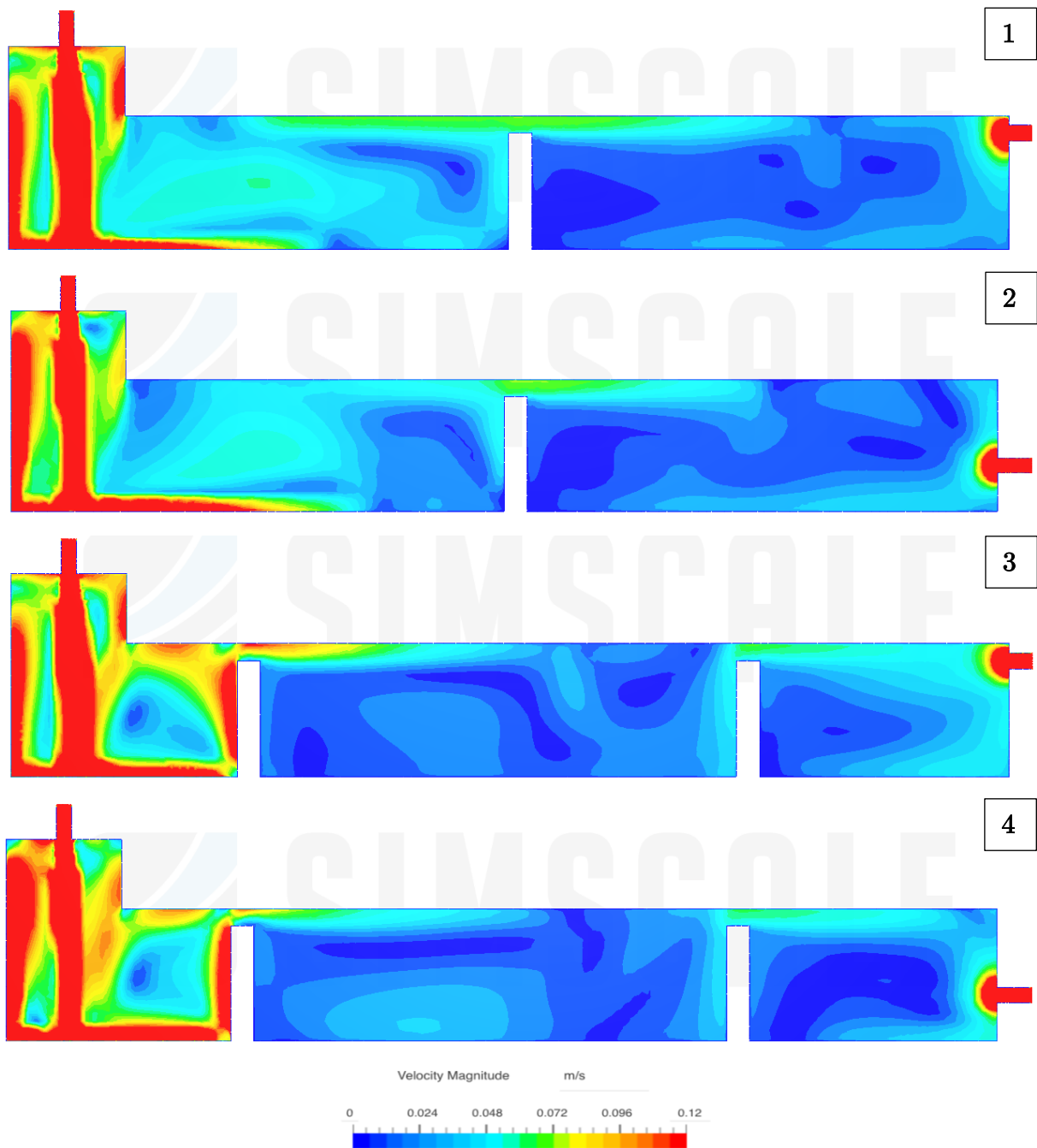
Figur 36 viser absolutt hastighetsstørrelser i de ulike forslagene. Forslag 1 har høye hastigheter i innløpet og dette sprer seg langs underlaget til sedimentasjonstanken. Ettersom tanken har innløpshastighet på 1,1 m/s indikerer det at den røde fargen i figuren er større en 0,12 m/s som er vist i skalaen. Videre er det mulig å observere i at hastigheten ved vannoverflaten er høy, mens den avtar betydelig etter hvert som

væsken beveger seg gjennom tanken. Dette indikerer at det er gode forhold for sedimentering i denne delen av tanken, ettersom terskelen bremser hastigheten i tanken.

Hastighetsfordelingen i forslag 2 er veldig lik som i forslag 1. I innløpet er det størst hastighet, hvor vannet strømmer med høy hastighet ned mot underlaget. Denne hastigheten sprer seg langs underlaget og kan føre til at de tungepartiklene som sedimenterer tidlig kan bli re-suspendert. Forskjellen mellom forslag 1 og 2 er at ved forslag 2 er det lavere hastigheter rett før terskelen. En annen forskjell er at det er også lavere hastighetene ved vannoverflaten mellom terskelen. Bak terskel er det lave hastigheter som ved forslag 1. Ettersom utløpet er lavere ved forslag 2 ser vi at dette påvirker hastighetene ved bunnen. Dette kan føre til sedimenterte partikler blir med videre i utløpet.

I forslag 3 er hastighetene veldig høye lik de andre forslagene ved innløpet. Ettersom første terskel er plassert lenger til venstre ser vi at dette fører til lavere hastigheter mellom første og andre terskel. Likevel er det mulig å observere at det er høyere hastigheter ved vannoverflaten både ved første og andre terskel. Bak andre terskel er det lave hastigheter, men ved utløpet og langs enden av tanken er det litt høyere hastigheter. Dette kan bidra til at sedimenterte partikler kan bli tvunget opp, dersom hastighetene er høye nok.

Forslag 4 er veldig likt forslag 3. I innløpet er hastighetene størst, men etter første terskel er hastighetene mye lavere. Dette gjelder også etter andre terskel hvor det er lave hastigheter. Sammenlignet med forslag 3, har forslag 4 lavere hastigheter etter andre terskel. Lave hastigheter i sedimentasjonstanken indikerer gode forhold for sedimentering, spesielt lave hastigheter i bunnen av tanken. Her er det også mulig å observere litt høyere hastigheter ved vannoverflaten ved begge tersklene som ved forslag 3.



Figur 36: Hastighetsfordeling (m/s) i de ulike forslagene.

Forslag 3 og 4 viser at disse forslagene har større andel med lavere hastigheter. Dette samsvarer med kurvene i Figur 35. Likevel er det også mulig å observere at for forslag 1 og 2 har lave hastigheter etter terskel. Forskjellen ligger i at forslag 3 og 4 har terskel nærmere innløpet noe som fører til at hastighetene blir lavere mye tidligere i sedimentasjonstanken. Likevel tilbyr forslag 1 og 2 mer uniforme og kontrollert reduksjon i strømningshastighet noe som indikerer at det er bedre forhold for sedimentering.

#### 4.2.4 Hastighetsvektor

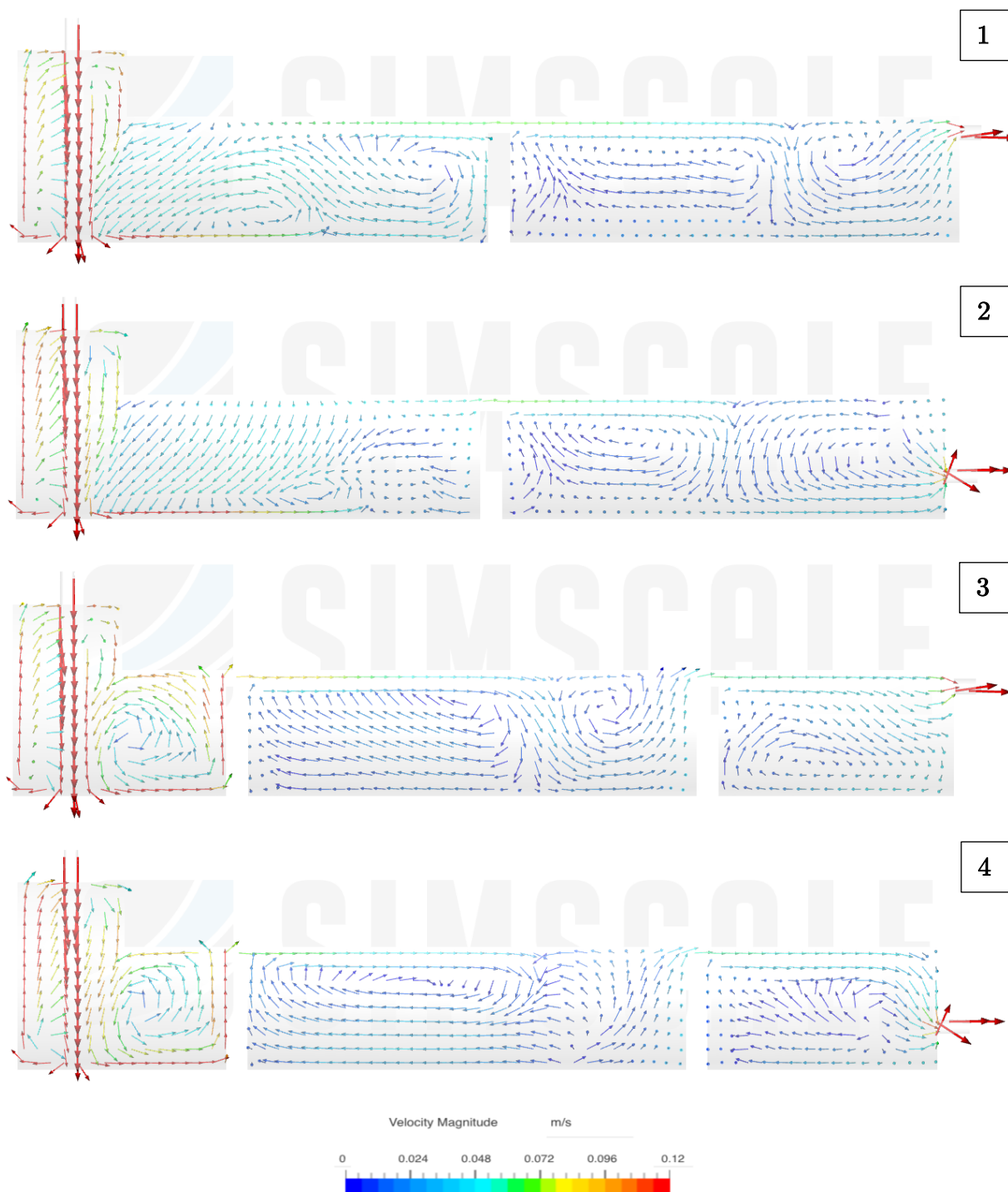
Hastighetsvektoren representerer væskens hastighet i både størrelse og retning. Det som er interessant å se nærmere på er strømningsmønstre, strømningsuniformitet og mulige områder med ineffektivitet. Dette kan bidra til å avgjøre hvilken av designene som gir best grunnlag for sedimentering.

Figur 37 viser hastighetsvektorene i de ulike forslagene. I første del av forslag 1 ser det ut som at væsken har en retning tilbake mot innløpet. Vektorene viser en ganske uniform strøm i den sentrale delen av tanken. Dette er bra for sedimentering ettersom det lar partikler synke ned uten å bli forstyrret.

Forslag 2 viser at hastighetsvektorene er veldig likt det vi ser i forslag 1. Forskjellen mellom forslagene er at det mer forstyrrelser mot utløpet. Dette kan påvirke sedimenterte partikler til å re-suspendere.

Hastighetsvektorene for forslag 3 viser at er veldig mye sirkulasjon i innløpet før første terskel. Videre mellom tersklene har vektorene først retning mot høyere før det blir sirkulasjon nedover ved andre terskel. Dette forslaget viser mer varierte strømningsbaner og forstyrrelser, spesielt i midtseksjonen. Dette kan spesielt hindre effektiv sedimentering, men det likevel verdt å merke seg at hastighetene er ekstremt lave i dette området.

Hastighetsvektorene for forslag 4 er veldig likt forrige forslag. I innløpet til dette forslaget går vektorene i en sirkulasjon. Ettersom hastighetene til vektorene er store og vektorene er sirkulerer slik, indiker det dårlige forhold for sedimentering. Videre i tanken er vektorene mye varierte strømningsbaner med lave hastigheter. Etter andre terskel har de fleste vektorene retning mot utløpet. Sammenlignet med forslag 3 har flere vektorer retning mot utløpet i forslag 4. Dette kommer av at en større volum av vannet vil strømme ut sammenlignet med i forslag 3 hvor kun overflatevannet blir sendt videre.



Figur 37: Hastighetsvektor (m/s) i de ulike forslagene.

Målet er å oppnå uniform, langsom hastighet over hele tanken for å maksimere sedimentering. Variasjon i strømningshastigheter kan re-suspendere avsatte partikler, noe som reduserer effektiviteten. Forslag 1 og 2 opprettholder mer uniforme strømningsforhold, mens forslag 3 og 4 har mer varierte mønstre. Likevel er det viktig

å legge merke til at mye av varierte strømmingene oppstår i innløpet til forslag 3 og 4 hvor hastighetene er store.

#### 4.2.5 Kinetisk energi

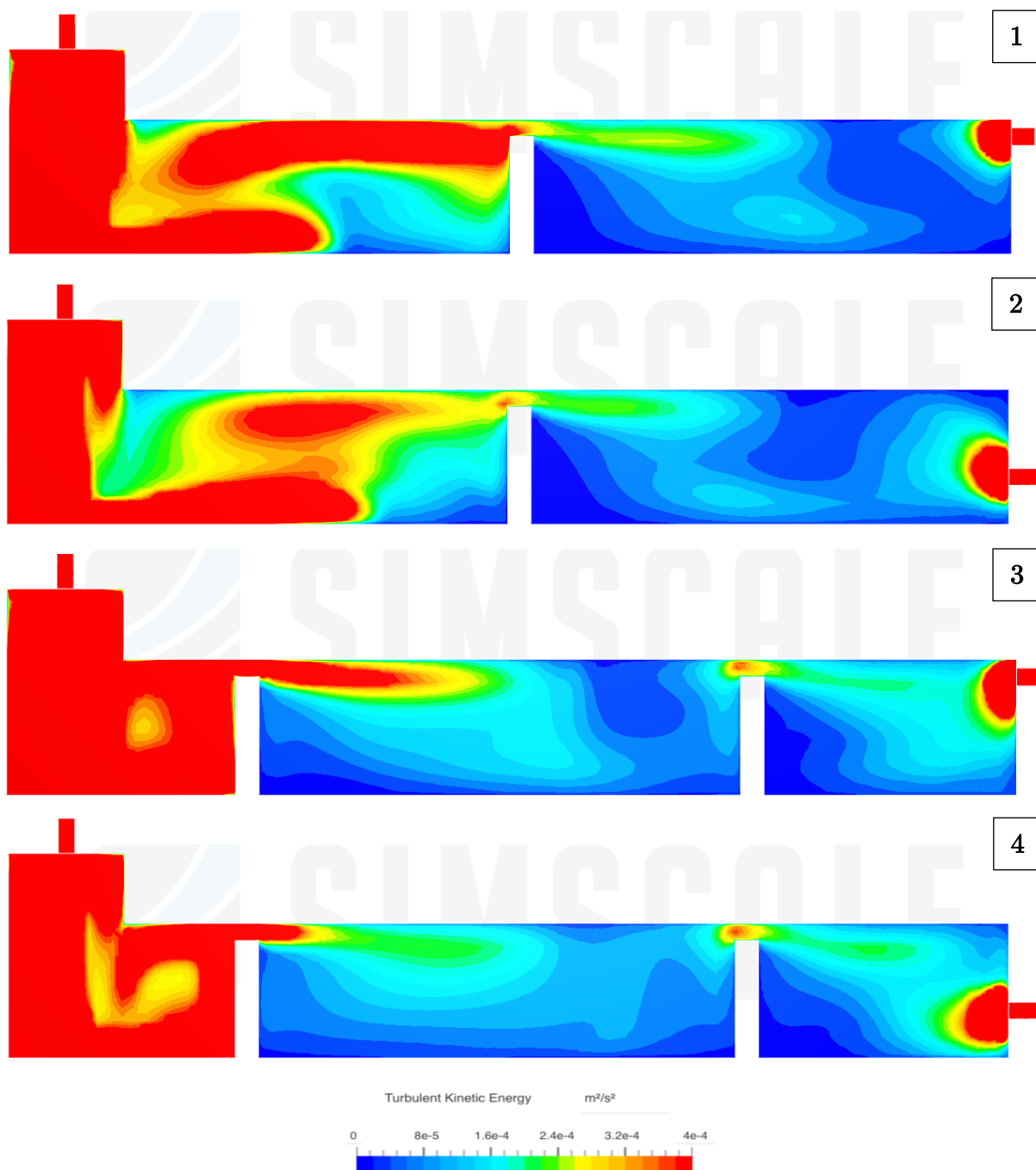
I følge Zhang (2014) er kinetisk energi en viktig parameter for sedimentasjonstank i CFD simulering. For høy kinetisk energi i sedimentasjonstanken kan føre til re-suspensjon av sedimenterte partikler, målet er derfor å redusere kinetisk energi i tanken. De røde områdene indikerer høy kinetisk energi, mens de blå områdene viser lavere nivåer i Figur 38. De blå områdene er de rolige områdene i tanken hvor sedimentering vil skje mer effektivt.

Figur 38 viser at kinetiske energi i de ulike forslagene. For forslag 1 ser vi at det er store områder med høy kinetisk energi nærme innløpet som strekker seg til midten av tanken. Dette kan hindre sedimenteringsprosessen ved å holde partiklene suspendert i denne delen av tanken. Etter terskelen er det mye lavere nivåer på kinetisk energi som gir gode forhold for sedimentering.

Kinetiske energien for forslag 2 ligner på forslag 1 med betydelig høy kinetisk energi nærme innløpet. Imidlertid strekker ikke det seg like langt inn i tanken noe som tillate bedre sedimentering i den andre delen av tanken.

Forslag 3 viser mer kontrollert distribusjon av kinetisk energi til tross for høy kinetisk energi i innløpet lik de andre forslagene. Det er større områder med lavere kinetisk energi noe som potensielt forbedrer sedimenteringsprosessen.

Kinetiske energi i forslag 4 viser mest jevnt fordeling av kinetisk energi i tanken sett bort i fra innløpet. Her er også kinetiske energien veldig høy ved innløpet og utløpet lik de andre forslagene, men større regioner i tanken har lavere nivåer. Designet har gode forhold for sedimentering.



Figur 38: Kinetisk energi ( $m^2/s^2$ ) i de ulike forslagene.

I alle tilfeller er det størst kinetisk energi i begynnelsen av tanken ved innløpet. Forskjellen mellom tankene er at ved forslag 1 og 2 vil kinetiske energien kunne eventuelt påvirke sedimenterte partikler i begynnelsen av tanken, men for forslag 3 og 4 vil terskelen stanse denne effekten. Det vil derfor være lite sannsynlig at partikler vil re-suspendere med en terskel i begynnelsen av tanken ettersom akkumulert slam

etter terskel vil ha mindre forstyrrelse. Sammenlignet med andre forslag ser det ut til at forslag 4 tilbyr best forhold for sedimentering.

#### **4.2.6 Valg av forslag til sedimentasjonstank**

Basert på analysen av vannalder, hastighetsstørrelse, hastighetsvektor og kinetisk energi er målet å avgjøre hvilken av de fire forslagene av sedimentasjonstank som er best. Dette er for å maksimere effektiv partikkelavsetning og hver av parameterne gir verdifull innsikt i forskjellige aspekter av atferden til væsken.

Høy vannalder i tanken indikerer lenger lokal oppholdstid som er gunstig for sedimenteringsprosessen. En tank som viser jevn økning i vannalder fra inntak til utløp, er derfor ideell. Forslag 2 hadde en jevn vannaldergradient sammenlignet med de andre forslagene. Når det gjelder hastighetsstørrelse er lave hastigheter gjennom tanken veldig optimalt for sedimentering. Forslag 1 og 2 viste betydelig reduisering i hastigheter fra innløpet til utløpet ettersom dette vil bidra til saktere sedimentering. For hastighetsvektoren er det mest optimalt dersom væsken strømmer inn rolig og gradvis får mindre hastigheter. Man ønsker derfor ikke plutselige endringer i retning eller hastighet som kan føre til re-suspensjon av avsatte partikler. Forslag 1 og 2 viste gode resultater i denne sammenhengen med uniform strømming og minimale retningsendring. Lavere nivåer av kinetisk energi gjennom sedimentasjonstanken minimerer re-suspensjon av partikler. I dette tilfelle hadde forslag 4 lavere og mer lokaliserte områder med høy kinetisk energi sammenlignet med de andre.

Forslag 2 fremstår som den mest effektive sedimentasjonstanken basert på analyserte parametere fra CFD-simulering. Den viser en god balanse mellom lav hastighet, moderat kinetisk energi og passende vannalder, noe som bidrar til effektiv sedimentering. Forslag 1 veldig lik og kan dermed bli vurdert som like god sedimentasjonstank.



### 4.3 Overordnet diskusjon

Resultatene fra laboratorieforsøk indikerer at polymer 3 i fellingsprosessen gir betydelig reduksjon av turbiditet og SS ved lave doseringer. Denne polymeren har også vært effektiv i fjerning av tungmetaller, noe som indikerer at fellingsprosessen kan forberede renseeffekten av tunnelvaskevann betraktelig. Allikevel er det ukjent om dosene for de ulike polymerene er sammenlignbare, grunnet mangel på informasjon om mengde polymer, målt i masse eller mol. I tillegg er kostandene for de polymerene ukjente og vi kan derfor ikke fastslå hvilken polymer som er mest kostnadseffektiv.

Det er likevel nødvendig å legge vekt på at laboratorieforsøk viste at kontrollprøvene uten tilsetning av fellingskjemikalier var i stand til å fjerne 84 – 90 % av tungmetaller og betydelig reduksjon av SS etter 20 minutter med sedimentering. Til tross for det vil implementering av fellingskjemikalie i fordrøyningsmagasiner føre til økt reduksjon av forurensinger sammenlignet med dagens løsning som primært innebærer mekanisk sedimentering. Det at jartest med polymer gir like god, om ikke bedre resultater enn det som renseanlegget ved Vålerengatunnelen har klart, tyder på at fellingskjemikalie vil effektivisere renseprosessen.

Når det gjelder CFD-simuleringene har det gitt en forståelse på hvordan designet påvirker sedimenteringsdynamikken i fordrøyningsmagasiner. Forslag 2 har vist seg å være et godt alternativt ved å tilby jevn økning i vannalder, moderat kinetisk energi og lave hastigheter gjennom tanken, noe som resulterer i effektiv partikkelavsetning og reduserer risikoen for re-suspensjon.

Likevel er det svært viktig å ta hensyn til en rekke faktorer ved valg av optimal løsning for tunnelvaskevann. Renseanlegget for tunnelvaskevann må overholde rensekravene ved lavest mulige livsløpskostnader. Dette innebærer å velge en løsning som er kostnadseffektiv både når det gjelder arealbruk, investering, og driftskostnader. Løsningen må også kunne integreres i eksisterende infrastruktur hvor

det kan være arealbegrensinger. Videre er det essensielt å velge den kjemikalien som er mest effektiv, men som samtidig er kostnadsbesparende for å redusere driftskostnader. I tillegg må løsningen lett tilgjengelig for vedlikehold for å sikre lang levetid og kontinuerlig effektivitet. Ved å ta hensyn til disse faktorene kan man sikre at den valgte løsningen ikke overholder renskrav, men også er økonomisk bærekraftig over tid.

## 5 Konklusjon

Basert på resultatene og diskusjonen kan vi se at enkelte polymerer er mer effektive enn andre. Ettersom det er ukjent om dosene som er brukt er sammenlignbare kan man ikke fastslå at en polymer er bedre enn andre. For å avgjøre dette kreves det en grundigere undersøkelse av mengde polymer i de ulike polymerene, enten i masse eller mol, og kostnad for å avgjøre hvilken av polymer som er mest kostnadseffektiv. Det vil likevel kan si er at polymerene som fellingskjemikalie viser at den kan effektivisere renseprosessen av tunnelvaskevann. Dette er basert på at jartest med 20 minutter sedimentering ved bruk av polymerene gir like gode om ikke bedre resultater enn sedimentering i renselanlegg med 21 dager oppholdstid

Videre viste CFD-simuleringer at forslag 2, med en terskel i midten av tanken, gir gode sedimenteringsbetingelser. Dette er basert på at dette forslaget har en god balanse med lave hastigheter, moderat kinetisk energi og passende vannalder. Det må likevel tas forbehold om at det burde gjennomføres grundigere CFD-simuleringer med fri overflate og flerfase simuleringer med partikler for bedre forståelse av sedimentering i ulike design.

Til å konkludere vil en kombinasjon av forslag 2 med fellingskjemikalie potensielt effektivisere renseseffekten og sedimenteringsprosessen som en renseløsning for tunnelvaskevann.

### 5.1 Videre arbeid

Videre arbeid med denne oppgaven vil innebære testing av fellingskjemikalie i enten pilotskala eller fullskala for å faktisk evaluere effekten disse har på renseprosessen. Dette vil gi innsikt i om laboratoriestudiene fra denne oppgaven realiserer seg i praksis. I tillegg er en annen mulighet å utføre ytterligere CFD-simuleringer med fri overflate og flerfasesimulering for å bedre forstå vannstrømmingen og hvordan dette vil påvirke sedimenteringsprosessen.

## Referanser

- Aldrin, M., Haff, I. H. & Rosland, P. (2008). The effect of salting with magnesium chloride on the concentration of particular matter in a road tunnel. *Atmospheric Environment*, 42 (8): 1762-1776. doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.11.024.
- Amoatey, P. & Baawain, M. S. (2019). Effects of pollution on freshwater aquatic organisms. *Water Environment Research*, 91 (10): 1272-1287. doi: 10.1002/wer.1221.
- Bane NOR & Statens vegvesen. (2020). *E16 og Vossebanen, Arna - Stanghelle*. Notat renseløsning vegtunneler.
- Basal. (2023). Masteroppgave Basal - Renseløsning i samarbeid med Skild og Leca. 2.
- Brandt, H. C. A. & De Groot, P. C. (2001). Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt. *Water Research*, 35 (17): 4200-4207. doi: 10.1016/s0043-1354(01)00216-0.
- Brown, J. N. & Peake, B. M. (2006). Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of The Total Environment*, 359 (1-3): 145-155. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.05.016.
- Bäckström, M., Nilsson, U., Håkansson, K., Allard, B. & Karlsson, S. (2003). Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 147 (1/4): 343-366. doi: 10.1023/a:1024545916834.
- Bækken, T., Avolio, C. M., Veidal, A. & Willberg, M. (2005). *PORECA - Forurensningsreducerende effekt av Nygård rense- og fordrøyningsbasseng for vegavrenning, samt vegavrenning til Kjeksrudbekkene og Brekkebekken*.
- Calmano, W., von der Kammer, F. & Schwartz, R. (2005). Characterization of redox conditions in soils and sediments. I: *Soil and Sediment Remediation*, s. 102-119: IWA Publishing.
- Corneliussen, C. H., Meland, S., Hanssen, J. F. & Rosseland, B. O. (2007). *Effekter av tunnelvaskemiddel (Remikraft 703) på vekst hos bakterier isolert fra fangdam ved E6*. Oslo: Statens vegvesen.
- Damsgård, M. B. (2011). *Akkumulering av tungmetaller i bunnlevende invertebrater og frosk fra rensebasseng langs E6*. Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet.
- Destá, M. B., Bruen, M., Higgins, N. & Johnston, P. (2007). Highway runoff quality in Ireland. *Journal of Environmental Monitoring*, 9 (4): 366. doi: 10.1039/b702327h.
- Det Kongelige Utenriksdepartement. (2008). Om samtykke til godkjenning av EØS-komiteens beslutning nr. 125 av 28. september 2007 om innlemmelse i EØS-avtalen av direktiv 2000/60/EF av 23. oktober 2000 om fastsettelse av rammer for Fellesskapets vannpolitikk (vanndirektivet). *St.prp. nr. 75 (2007-2008)*: 16.
- Dongarrà, G., Manno, E. & Varrica, D. (2009). Possible markers of traffic-related emissions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 154 (1-4): 117-125. doi: 10.1007/s10661-008-0382-7.

- Ek, K. H., Morrison, G. M. & Rauch, S. (2004). Environmental routes for platinum group elements to biological materials—a review. *Science of The Total Environment*, 334-335: 21-38. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.04.027.
- Erickson, R. T., Nichols, J. W., Cook, P. M. & Ankley, G. T. (2008). Bioavailability of Chemical Contaminants in Aquatic Systems. I: *The Toxicology of Fishes*, s. 9-54: CRC Press.
- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K. & Wood, W. (2007). Framework for Metals Risk Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68 (2): 145-227. doi: 10.1016/j.ecoenv.2007.03.015.
- Garshol, F. K., Estevez, M. M. R., Dadkhah, M. E., Stang, P., Rathnaweera, S. S., Vik, E. A. & Sahu, A. (2015). *Laboratorietester - rensing av vaskevann fra Nordbyttunnelen. Inklusive datarapport og resultater med vann hentet 31.08. 2014 og 18.03.2015*. NORWAT Rapport, 521. Oslo.
- Glaser, B., Dreyer, A., Bock, M., Fiedler, S., Mehring, M. & Heitmann, T. (2005). Source Apportionment of Organic Pollutants of a Highway-Traffic-Influenced Urban Area in Bayreuth (Germany) Using Biomarker and Stable Carbon Isotope Signatures. *Environmental Science & Technology*, 39 (11): 3911-3917. doi: 10.1021/es050002p.
- Goula, A. M., Kostoglou, M., Karapantsios, T. D. & Zouboulis, A. I. (2008). A CFD methodology for the design of sedimentation tanks in potable water treatment. *Chemical Engineering Journal*, 140 (1-3): 110-121. doi: 10.1016/j.cej.2007.09.022.
- Govind, P. & Sharma, M. (2014). Heavy Metals Causing Toxicity in Animals and Fishes. *Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences*, 2: 17-23.
- Hallberg, M., Renman, G., Byman, L., Svenstam, G. & Norling, M. (2014). Treatment of tunnel wash water and implications for its disposal. *Water Science and Technology*, 69 (10): 2029-2035. doi: 10.2166/wst.2014.113.
- Hare, L. (1992). Aquatic Insects and Trace Metals: Bioavailability, Bioaccumulation, and Toxicity. *Critical Reviews in Toxicology*, 22 (5-6): 327-369. doi: 10.3109/10408449209146312.
- Helmreich, B., Hilliges, R., Schriewer, A. & Horn, H. (2010). Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – Correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere*, 80 (9): 991-997. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.05.037.
- Honda, M. & Suzuki, N. (2020). Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Aquatic Animals. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17 (4): 1363. doi: 10.3390/ijerph17041363.
- Karches, T. & Buzas, K. (2011). Methodology to determine residence time distribution and small scale phenomena in settling tanks. I: b. 70 *Computational Methods in Multiphase Flow VI*, s. 9: WIT Press.
- Karlsson, K., Viklander, M., Scholes, L. & Revitt, M. (2010a). Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks. *Journal of Hazardous Materials*, 178 (1-3): 612-618. doi: 10.1016/j.jhazmat.2010.01.129.

- Karlsson, K., German, J. & Viklander, M. (2010b). Stormwater Pond Sediments: Temporal Trends in Heavy Metal Concentrations and Sediment Removal. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 19 (2): 217-230. doi: 10.1080/15320380903548490.
- Kjosbakken, O. K. (2024). *Sedimentering i pumpesumpen*. Sivanantham, V. (red.): NMBU.
- Lekang, O. I. (2021/2022a). Hurtigmetoder for måling av vannkvalitetsparametere THT201. I: Foseid, L. O. (red.) *2. Partikler og slam*. Ås (lest 04.04.2024).
- Lekang, O. I. (2021/2022b). Hurtigmetoder for måling av vannkvalitetsparametere THT201. I: *9. Kolloidale stabilitet, koagulering og jar tester*. Ås (lest 04.04.2024).
- Lin, C. C., Chen, S. J., Huang, K. L., Hwang, W. I., Chang-Chien, G. P. & Lin, W. Y. (2005). Characteristics of Metals in Nano/Ultrafine/Fine/Coarse Particles Collected Beside a Heavily Trafficked Road. *Environmental Science & Technology*, 39 (21): 8113-8122. doi: 10.1021/es048182a.
- Marr, L. C., Kirchstetter, T. W., Harley, R. A., Miguel, A. H., Hering, S. V. & Hammond, S. K. (1999). Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Motor Vehicle Fuels and Exhaust Emissions. *Environmental Science & Technology*, 33 (18): 3091-3099. doi: 10.1021/es981227l.
- McKenzie, E. R., Money, J. E., Green, P. G. & Young, T. M. (2009). Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. *Science of The Total Environment*, 407 (22): 5855-5860. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.07.018.
- Meland, S. (2010). *Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff*. Doctoral. Ås: Norwegian University of Life Sciences.
- Meland, S., Borgstrøm, R., Heier, L. S., Rosseland, B. O., Lindholm, O. & Salbu, B. (2010). Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Science of the Total Environment*, 408 (19): 4107-4117. doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.05.034.
- Meland, S. (2012a). *Kjemisk karakterisering av sediment fra Vassum sedimenteringsbasseng*, 94: Statens vegvesens rapporter.
- Meland, S. (2012b). Tunnelvaskevann – En kilde til vannforurensning. *Vann*, 47 (2): 182-193.
- Meland, S., Ranneklev, S. B. & Hertel-Aas, T. (2016). Forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann. *Vann*, 51 (3): 263-273.
- Meland, S. & Rødland, E. S. (2018). Forurensning i tunnelvaskevann – en studie av 34 veitunneler i Norge. *Vann*, 53 (3): 54-65.
- Moe, M., Dahlen, H. & Øveråsen, C. S. (2019). *Håndtering av tunnelvaskevann*: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Nazari, M. H. & Shi, X. (2018). Vehicle Risks of Winter Road Operations and Best Management Practices. I, s. 241-272: John Wiley & Sons, Ltd.
- Nersten, G. (2016). *En studie om forbedring av metode for rensing av tunnelvaskevann*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.

- Novotny, E. V., Murphy, D. & Stefan, H. G. (2008). Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of The Total Environment*, 406 (1-2): 131-144. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.07.037.
- Ore, S. & Stori, A. (2022). *Polymerer*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/polymerer> (lest 29.04.2024).
- Pedersen, B. (2018). *Fortynning*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/fortynning> (lest 13.04.24).
- Pedersen, B. (2020). *Konsentrasjon (kjemi)*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/konsentrasjon - kjemi> (lest 13.04.24).
- Porsmo, T. H. & Stamland, M. (2016). *Forurensning og miljøproblemer tilknyttet tunnelvask*  
*Faktorer som kan ha betydning for konsentrasjonen av forurensning i vaskevannet. En undersøkelse av 17 vegtunneler for Statens vegvesen, Region sør*. Bø: Høgskolen i Sørøst-Norge.
- Ramakrishna, D. M. & Viraraghavan, T. (2005). Environmental Impact of Chemical Deicers – A Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 166 (1-4): 49-63. doi: 10.1007/s11270-005-8265-9.
- Roseth, R. & Søvik, A. K. (2005). *Nedbrytning av såper til tunnelvask*. Oslo: Statens vegvesen.
- Rødland, E. S. (2022). *Microplastic particles from roads and traffic – occurrence and concentrations in the environment*. Doctoral. Ås: Norwegian University of Life Sciences.
- Shahrokhi, M., Rostami, F., Said, M. A. M. & Syafalni, S. (2013). Computational investigations of baffle configuration effects on the performance of primary sedimentation tanks. *Water and Environment Journal*, 27 (4): 484-494. doi: 10.1111/j.1747-6593.2012.00367.x.
- SimScale. (2020). *How to Check Convergence of a CFD Simulation?* Tilgjengelig fra: <https://www.simscale.com/knowledge-base/how-to-check-convergence-of-a-cfd-simulation/> (lest 01.04.2024).
- SimScale. (2023a). *Incompressible Fluid Flow Analysis*. Tilgjengelig fra: <https://www.simscale.com/docs/analysis-types/incompressible-fluid-flow-analysis/> (lest 01.04.2024).
- SimScale. (2023b). *What is CFD | Computational Fluid Dynamics?* Tilgjengelig fra: <https://www.simscale.com/docs/simwiki/cfd-computational-fluid-dynamics/what-is-cfd-computational-fluid-dynamics/> (lest 01.04.2024).
- Singh, S. M., Sharma, J., Gawas-Sakhalkar, P., Upadhyay, A. K., Naik, S., Pedneker, S. M. & Ravindra, R. (2013). Atmospheric deposition studies of heavy metals in Arctic by comparative analysis of lichens and cryoconite. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (2): 1367-1376. doi: 10.1007/s10661-012-2638-5.
- Snilsberg, P., Roseth, R. & Amundsen, C. E. (2002). *Undersøkelse av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg på ny E6 Korsegården-Vassum i Ås kommune i 2000 og 2001*. Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning, 13/02. Ås.

- Statsforvalteren i Rogaland. (2024). *Overvann & tunnelvann*. statsforvalteren.no: Statsforvalteren i Rogaland. Tilgjengelig fra: <https://www.statsforvalteren.no/rogaland/miljo-og-klima/forureining/overvann/> (lest 09.05.2024).
- Sternbeck, J., Sjödin, Å. & Andréasson, K. (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*, 36 (30): 4735-4744. doi: 10.1016/s1352-2310(02)00561-7.
- Sveine, I. O. (2020). *Pilotstudie med kitosan: Kitosan som et bærekraftig alternativ til metallbaserte koagulanter i et direktefiltreringsanlegg*. Trondheim: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Taylor, K. G. & Robertson, D. J. (2009). Electron microbeam analysis of urban road-deposited sediment, Manchester, UK: Improved source discrimination and metal speciation assessment. *Applied Geochemistry*, 24 (7): 1261-1269. doi: 10.1016/j.apgeochem.2009.03.011.
- Thorpe, A. & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of The Total Environment*, 400 (1-3): 270-282. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.06.007.
- Torp, M. & Meland, S. (2013). *Estimering av forurensning i tunnel og tunnelvaskevann*. Statens vegvesens rapporter. Oslo.
- Vanndirektivet. (2000). *Europaparlaments- og rådsdirektiv 2000/60/EF av 23. oktober 2000 om fastsettelse av rammer for fellesskapstiltak for vannpolitikk*. EUs rammedirektiv for vann: Lovdata Europalov. Tilgjengelig fra: <https://europalov.no/rettsakt/vanndirektivet-eus-rammedirektiv-for-vann/id-1> (lest 13.03.2024).
- Vannportalen. (2024). *Om vanndirektivet - EUs rammedirektiv for vann*. Regelverk, føringer og presiseringer: Vannportalen,. Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/regelverk-og-foringer/vanndirektivet/> (lest 13.03.2024).
- Vegdirektoratet. (1997). *Renhold i tunneler*. Projektrapport, b. 97-3615. Oslo: Statens vegvesen.
- Vegdirektoratet. (2012). *Standard for drift og vedlikehold av riksveger*. Håndbok, b. 111. Oslo: Statens vegvesen.
- Vegdirektoratet. (2014). *Avfallshåndtering*. Håndbok, b. R765. Oslo: Statens vegvesen.
- Vegdirektoratet. (2016). *Vegtunneler*. Håndbok N500: Statens vegvesen.
- Viklander, M., Marsalek, J., Malmquist, P. A. & Watt, W. E. (2003). Urban drainage and highway runoff in cold climates: conference overview. *Water Sci Technol*, 48 (9): 1-10.
- Wang, Y. F., Huang, K. L., Li, C. T., Mi, H. H., Luo, J. H. & Tsai, P. J. (2003). Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. *Atmospheric Environment*, 37 (33): 4637-4643. doi: 10.1016/j.atmosenv.2003.07.007.
- Weckwerth, G. (2001). Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany). *Atmospheric Environment*, 35 (32): 5525-5536. doi: 10.1016/s1352-2310(01)00234-5.

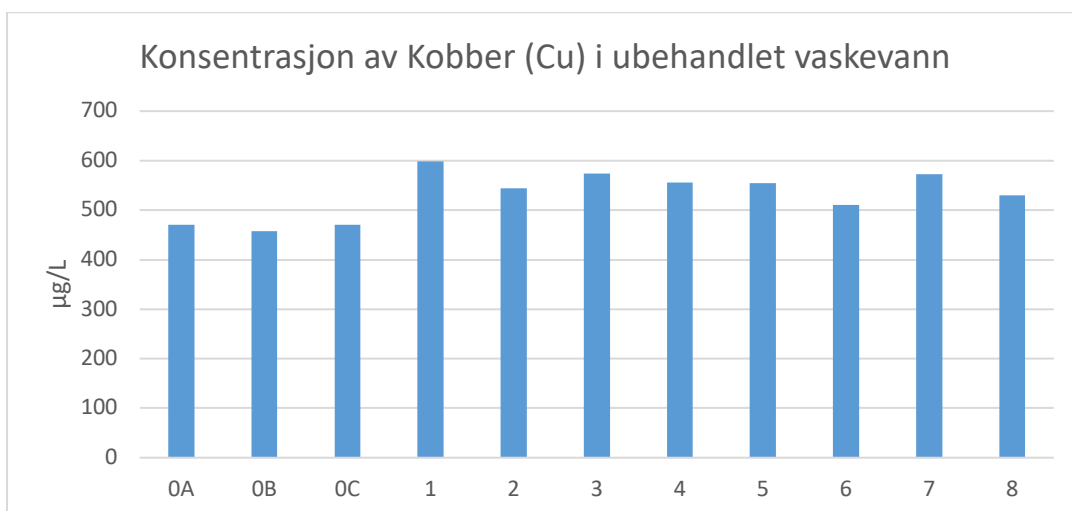
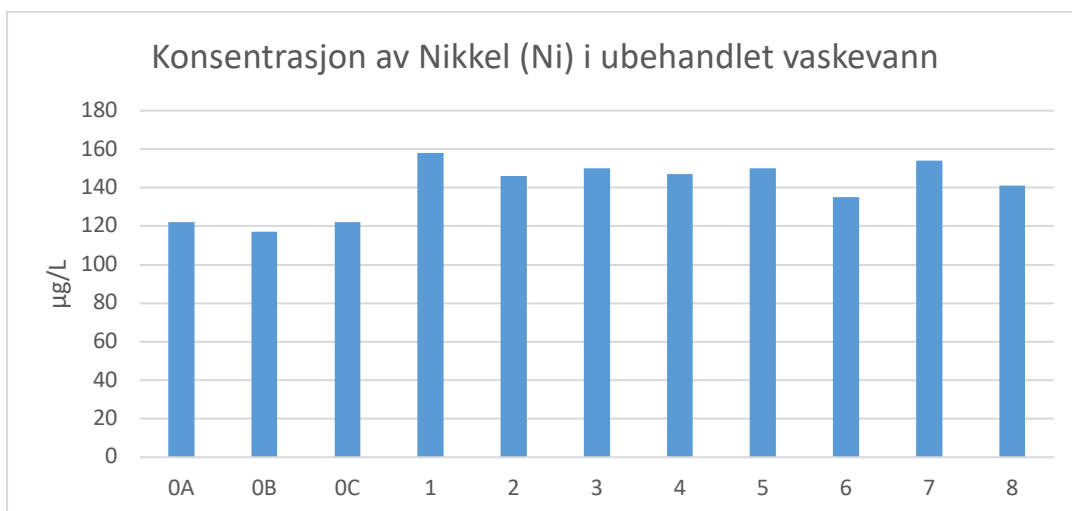
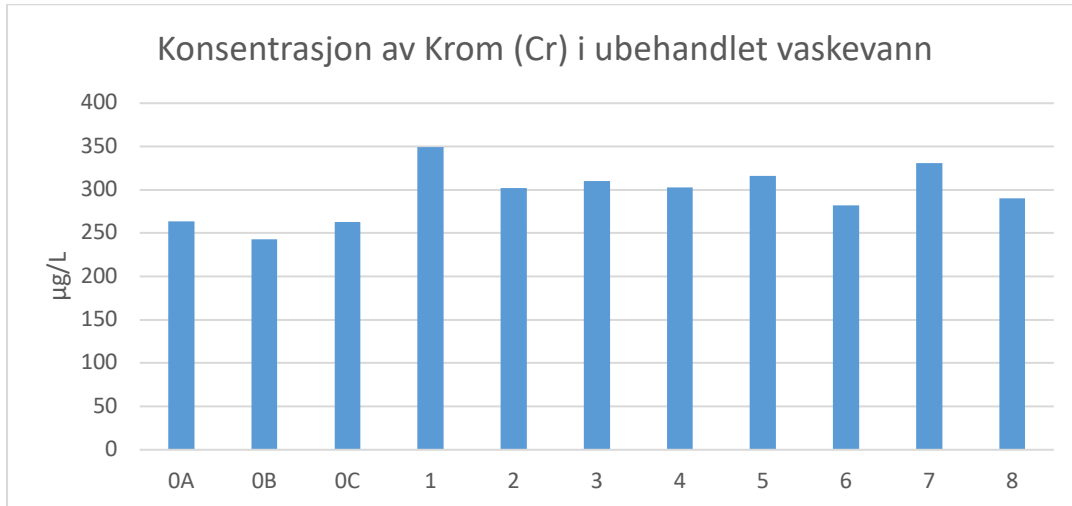


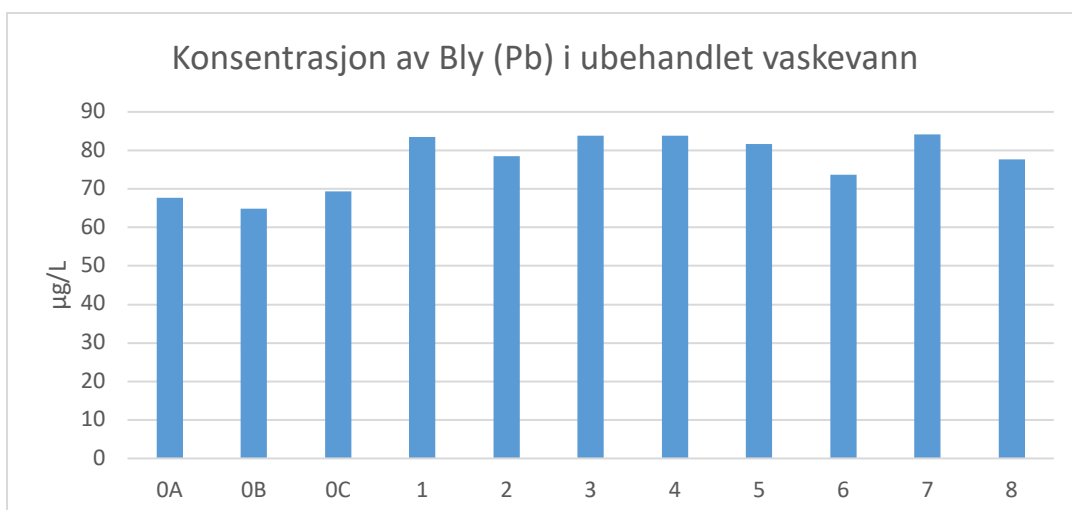
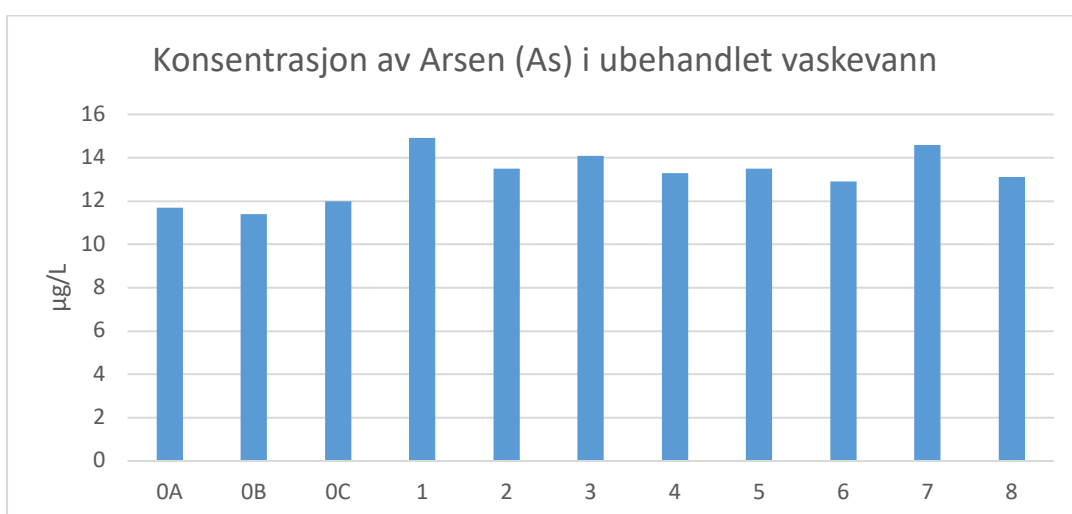
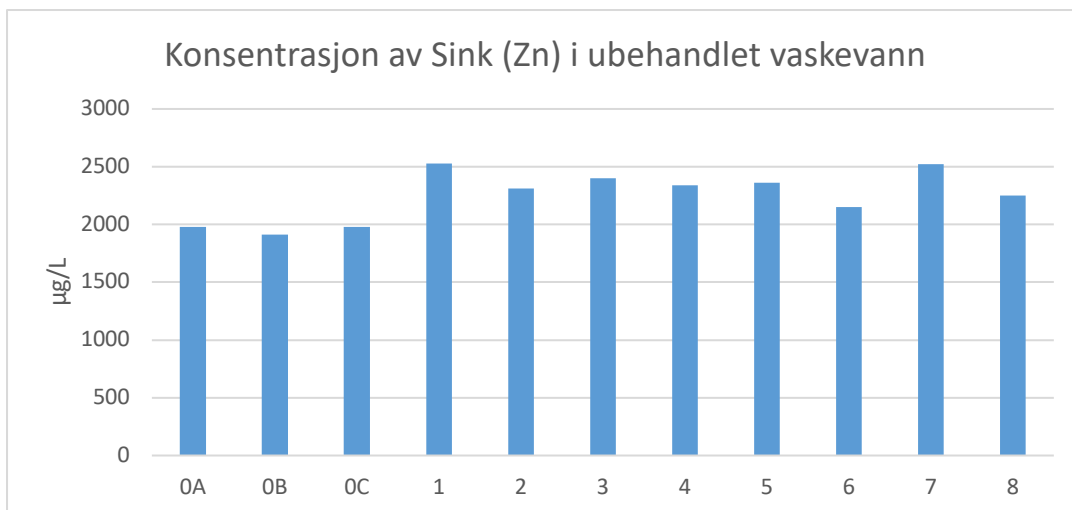
- Whiteley, J. D. & Murray, F. (2005). Autocatalyst-derived platinum, palladium and rhodium (PGE) in infiltration basin and wetland sediments receiving urban runoff. *Science of The Total Environment*, 341 (1-3): 199-209. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.09.030.
- Zhang, D. (2014). *Optimize Sedimentation Tank and Lab Flocculation Unit by CFD*. Ås: Norwegian University of Life Sciences.
- Ødegaard, H. (2014). Sedimentering. I: Fjerning av partikler, *Vann- og avløpsteknikk*, s. 189: Norsk Vann.
- Åstebøl, S. O. & Hvitved-Jacobsen, T. (2014). *Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging*, 295. Oslo: Statens vegvesens rapporter.
- Aasum, J. H. (2013). *Effekter av vaskemiddel (TK601) på mobilitet av metaller ved sedimentering av tunnelvaskevann fra nordbytunnelen (E6), ås kommune, akershus. - et laboratorieforsøk*. Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet.

# Vedlegg

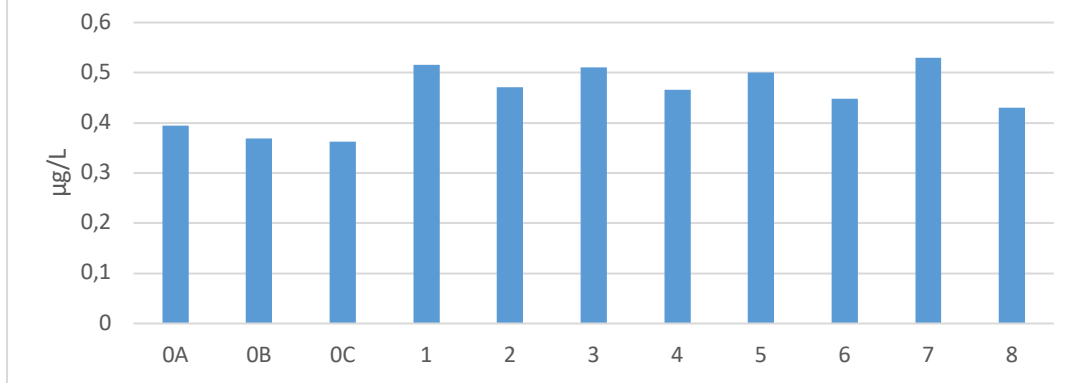
## Vedlegg A

Konsentrasjoner av ulike tungmetaller fra ubehandlet vaskevann



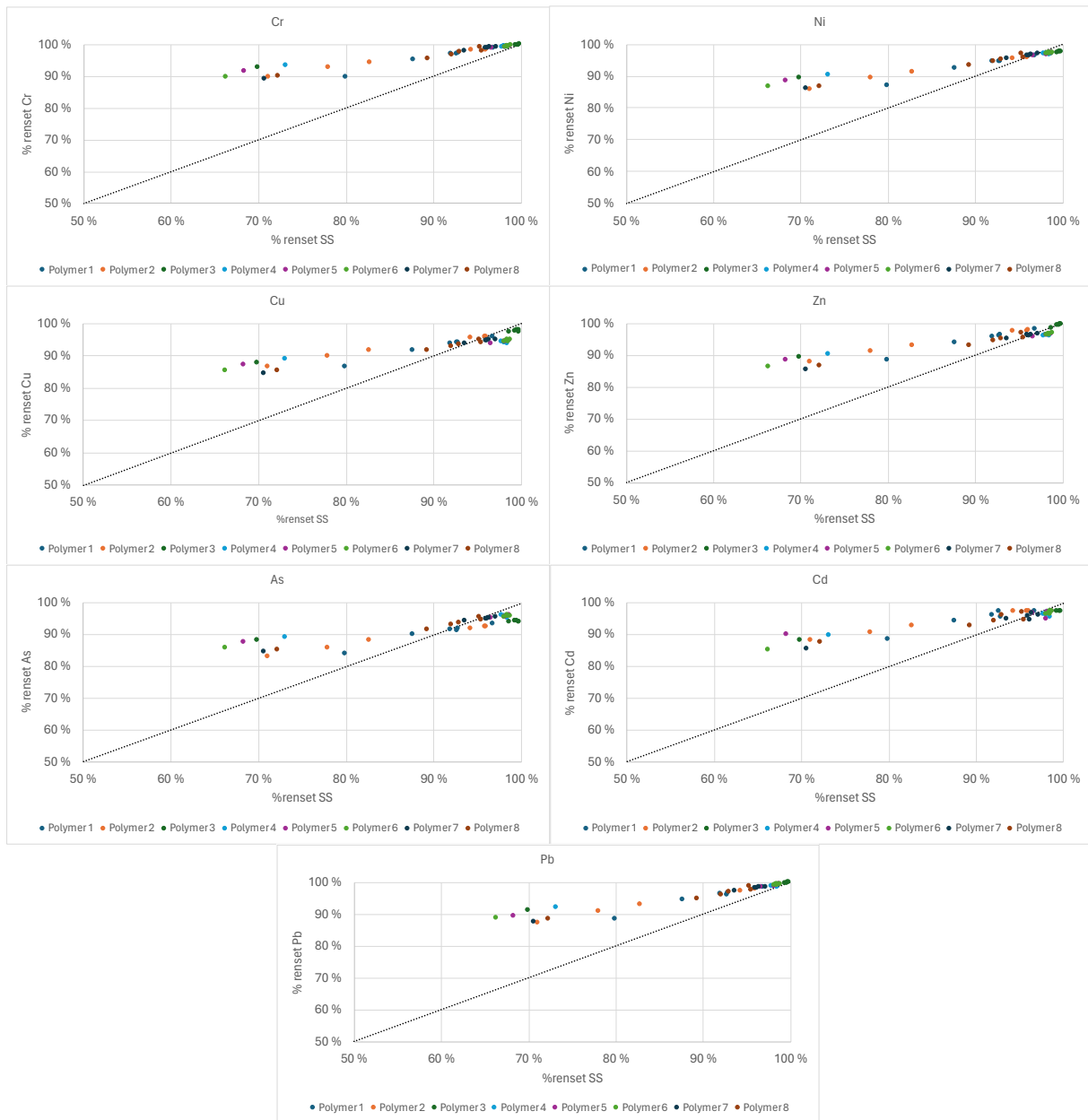


### Konsentrasjon av Kadmium (Cd) i ubehandlet vaskevann



## Vedlegg B

Prosentvis rensing av metaller og SS sammenlignet med ubehandlet tunnelvaskevann





**Norges miljø- og biovitenskapelige universitet**  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway