



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2022 30 stp**  
Fakultet for realfag og teknologi

## **Undersøkelse av materialers evne til fjerning av tungmetaller for implementering i infiltrasjonsgrøfter**

Investigation of heavy metal removal capacity for different materials for implementing in infiltration trenches

**Jonas Granøien**  
Vann- og miljøteknikk



## Forord

Denne oppgaven er skrevet som en avsluttende del av mitt femårig masterstudium i vann- og miljøteknikk, ved Fakultet for realfag og teknologi (REALTEK) på Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet i Ås våren 2022. Oppgaven tilsvarer 30 studiepoeng.

Først og fremst vil jeg takke hovedveileder Doktor Zakhar Maletskyi og biveileder Agnieszka Katarzyna Cuprys for god hjelp og kontinuerlig oppfølging under hele oppgaven. Deres faglig innspill, støtte under labarbeid og at dere alltid har vært tilgjengelige enten fysisk eller digitalt har bidratt stort under hele oppgaven. Takk til eksterneveileder Subhash Srikantha Rathnaweera fra Aquateam COWI for å bistå med gode tekniske råd under oppsett og gjennomføring av forsøket, for faglige diskusjoner og generelt for all nyttig kunnskap. Takk til Lelum Duminda Manamperuma fra Aquateam COWI for hjelp med felt- og labarbeid til forsøket som ble gjort hos COWI. Takk til Geir Norden fra LECA Norway for ditt engasjement og deling av kunnskap fra første henvendelse, og for filtermaterialet jeg fikk bruke til forsøket. Takk til Erik Halstvedt for omvisning og faglig prat hos dere i Maskin og Utemiljø på Mysen, samt jordblandingene jeg fikk til mitt forsøk.

Arbeidet med masteroppgaven har vært krevende, men også veldig givende. Via oppgaven har jeg kommet i kontakt med mange kunnskapsrike mennesker i ulike deler av bransjen som gledelig har besvart mine spørsmål og delt sine erfaringer. Det endelige resultatet bærer stort preg av alle de samarbeidsvillige menneskene jeg har fått vært i kontakt med.

*Oslo, 15.06.2022*

Jonas Granøien

## Sammendrag

Denne masteroppgaven ble gjennomført i samarbeid med Aquateam COWI og Nye Veier. Prosjektet TreatRW har som formål å innfri Transport 2025 programmet. Det skal legges til rette for raske og innovative løsninger. I denne delen er hovedfokus infiltrasjonsgrøfter. En teststasjon langs E18 Bamble kommune ble etablert for å samle inn avrenningsvann fra vei. Med denne typen vannprøver kan forurensninger i AVV karakteriseres og være med på å bygge en modell for kunstig avrenning til bruk i forsøk.

Avrenning fra vei og tunneler er kjent med å være forurenset av spesielt tungmetaller og PAH. Forurensningskonsentrasjonen i avrenningsvannet påvirkes av både nedbør og ÅDT. Det er kjent at denne typen forurensninger har negative påvirkninger på menneskers helse og akvatiske miljøer.

En modellvann løsning med metallene nikkel, kobber, sink, kadmium og bly ble kjørt gjennom kolonner med filtermaterialene sand, kompost, biokull, olivine og leca, i ulike blandinger og sammensetninger, for å teste materialenes filterkapasitet. Forsøket ble kjørt kontinuerlig over ni dager. Vannprøver ble tatt daglig og senere analysert med et ICP-MS apparat.

Etter ni operasjonsdager viste olivin seg å være det suverene materialet til fjerning av de fem metallene. Kompost og biokull blandingen og Filtralite HMR leverte over 70%, som er Statens vegvesens teoretiske maks grense for infiltrasjon, fjerning gjennom hele forsøket. Fjerningen av nikkel i sand med 25% kompost var dobbelt av det sand med 5% klarte, som er Statens vegvesens anbefaling for moldinnhold i grøfter.

## Abstract

This master's thesis was carried out in collaboration with Aquateam COWI and Nye Veier. The TreatRW project aims to fulfill the Transport 2025 program. Rapid and innovative solutions must be facilitated. In this section, the main focus is on infiltration trenches. A test station along E18 in Bamble municipality was established to collect runoff water from the road. With this type of water samples, pollutants in RRW can be characterized and help to build a model for artificial runoff for use in experiments.

Runoff from roads and tunnels is known to be polluted by heavy metals and PAHs. The pollution concentration in the runoff water is affected by both precipitation and AADT. It is known that this type of pollution has negative impact on human health and aquatic environments.

A model water solution with the metals nickel, copper, zinc, cadmium and lead was run through columns with the filter materials sand, compost, biochar, olivine and leca, in various mixtures and compositions, to test the filter capacity of the materials. The experiment was run continuously over nine days. Water samples were taken daily and later analyzed with ICP-MS.

After nine days of operation, olivine proved to be the superior material for removing the five metals. The compost and biochar mixture and Filtralite HMR delivered over 70% removal efficiency throughout the whole experiment, which is the Norwegian Public Roads Administration's theoretical maximum limit for infiltration. The removal of nickel in sand with 25% compost was double what the sand with 5% compost managed. The Norwegian Public Roads Administration recommends 5% mold in the composition of the trench.

# Innholdsfortegnelse

<b>Forord</b> .....	<b>1</b>
<b>Sammendrag</b> .....	<b>2</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>3</b>
<b>Liste over figurer</b> .....	<b>7</b>
<b>Liste over tabeller</b> .....	<b>8</b>
<b>Ordliste/Forkortelser</b> .....	<b>9</b>
<b>Innledning</b> .....	<b>10</b>
<b>1. Bakgrunn</b> .....	<b>12</b>
<b>1.1 Regulatorisk perspektiv</b> .....	<b>12</b>
<b>1.2 Situasjon i Europa</b> .....	<b>15</b>
1.2.1 Danmark.....	16
1.2.2 England og Skottland .....	18
1.2.3 Finland.....	19
1.2.4 Nederland.....	19
1.2.5 Portugal.....	20
1.2.6 Sverige.....	21
1.2.7 Tyskland .....	22
1.2.8 Østerrike.....	22
1.2.9 Sveits .....	23
<b>1.3 Påvirkning av klimaendringer</b> .....	<b>24</b>
<b>2. Vann fra tunnelvasking og veiavrenning: En gjennomgang</b> .....	<b>27</b>
<b>2.1 Forurensninger og deres kilde: Klassifisering og miljøpåvirkninger</b> .....	<b>27</b>
2.1.1 Tungmetaller .....	27
2.1.2 PAH.....	32
<b>2.2 Nåværende praktiserte løsninger</b> .....	<b>33</b>
2.2.1 Sedimenteringsbasseng .....	33
2.2.2 Infiltrasjon .....	36
<b>2.3 Prestasjon av rensesystemer</b> .....	<b>38</b>
<b>2.4 Filtermateriale</b> .....	<b>39</b>

2.4.1 Silikater.....	40
2.4.2 Biokull.....	41
2.4.3 Kompost.....	41
<b>Manglende kunnskap.....</b>	<b>42</b>
<b>3. Materiale og metode.....</b>	<b>43</b>
<b>3.1 Testområde og prøvetaking .....</b>	<b>43</b>
<b>3.2 Parametere .....</b>	<b>46</b>
3.2.1 pH, konduktivitet og temperatur .....	46
3.2.2 Metaller.....	46
<b>3.3 Egenskaper til filtermateriale .....</b>	<b>47</b>
3.3.1 Jord og kompost.....	47
3.3.2 Filtralite HMR .....	47
3.3.3 Blueguard®G .....	48
3.3.4 Jordmiks med kompost og biokull .....	49
<b>3.4 Statistisk analyse .....</b>	<b>50</b>
<b>3.5 Kolonne eksperiment.....</b>	<b>51</b>
<b>4. Resultater og diskusjon .....</b>	<b>55</b>
4.1 Statistisk analyse .....	55
4.2 Gjennombruddskurver for elementene .....	57
4.3 Gjennombruddskurver og grenser for kolonnene.....	61
4.4 Maks kapasitet .....	65
4.5 pH utvikling i utløpsvannet .....	67
<b>5. Konklusjon .....</b>	<b>68</b>
<b>6. Referanser .....</b>	<b>69</b>
<b>Vedlegg A: PCA og analysesvar fra teststasjon.....</b>	<b>73</b>
<b>Vedlegg B: Data fra kolonneforsøk .....</b>	<b>75</b>
<b>Vedlegg C: Grafer fra kolonneforsøk.....</b>	<b>81</b>
<b>Vedlegg D: ICP-MS Kalibreringsrapport .....</b>	<b>84</b>





## Liste over figurer

Figur 1: Illustrasjon av de geografiske temperaturavvikene på jorda.....	24
Figur 2: Tungmetaller som er typisk i industriavløp, gruvevann, vann fra veier og tunneler..	27
Figur 3: Illustrasjon av vått overvannsbasseng .....	33
Figur 4: Konstruert våtmark med horisontal strømning .....	35
Figur 5: Konstruert våtmark med vertikal strømning .....	35
Figur 6: Eksempel på oppbygging av en filtergrøft .....	36
Figur 7: Illustrasjon av infiltrasjonsbasseng .....	37
Figur 8: Teoretisk oppbyggingen av en gjennombruddskurve for et filtermateriale .....	40
Figur 9: Kart over teststasjonen .....	44
Figur 10: Illustrasjon av teststasjonen.....	45
Figur 11: Skjematisk tegning av Filtralite HMRs oppbygning.....	48
Figur 12: Oppsett av kolonneforsøk.....	52
Figur 13: Oppsett av kolonnene .....	53
Figur 14: Kilder for PC-1 og PC-2. ....	55
Figur 15: Korrelasjons loading for PC-1 og PC-2.....	56
Figur 16: Gjennombruddskurven i hver kolonne for Ni .....	57
Figur 17: Gjennombruddskurven i hver kolonne for Cu .....	58
Figur 18: Gjennombruddskurven i hver kolonne for Zn.....	59
Figur 19: Gjennombruddskurven i hver kolonne for Pb.....	60
Figur 20: Gjennombruddskurver til de ulike metallene i kolonne 1 .....	61
Figur 21: Kurvene til de ulike metallene i kolonne 2.....	62
Figur 22: Gjennombruddskurver til de ulike metallene i kolonne 7 .....	63
Figur 23: Gjennombruddskurver til de ulike metallene i kolonne 8 .....	64
Figur 24: pH utvikling i utløpet for alle kolonnene.....	67
Figur 25: PCA fra datasettet for prøver fra teststasjonen.....	74
Figur 26: Konsentrasjon målt av Ni etter rensing .....	81
Figur 27: Konsentrasjon målt av Cu etter rensing.....	81
Figur 28: Konsentrasjon målt av Zn etter rensing.....	82
Figur 29: Konsentrasjon målt av Cd etter rensing.....	82
Figur 30: Konsentrasjon målt av Pb etter rensing.....	83
Figur 31: Gjennombruddskurven i hver kolonne for Cd etter prosent fjerning.....	83

## Liste over tabeller

Tabell 1: EQS for prioriterte forurensninger .....	13
Tabell 2: Tilstandsklasser i ferskvann ( $\mu\text{g/L}$ ) .....	14
Tabell 3: Forventet renseløsning av veiavrenning i 10 europeiske land.....	16
Tabell 4: : Størrelsesorden for partikulært bundet stoff.....	29
Tabell 5: Metalleres påvirkning på akvatiske miljøer og liv .....	29
Tabell 6: Sammenstilling av forurensningskildene til AVV.....	31
Tabell 7: Sammenstilling av forventet rensesgrad (%) for ulike renseløsninger .....	38
Tabell 8: Produktinformasjon om Filtralite HMR .....	47
Tabell 9: Teknisk data for Olivine Bluegard®G.....	48
Tabell 10: Modell for maks kapasitet til filtermateriale for hvert element .....	65
Tabell 11: Data for vannprøver fra teststasjonen. ....	73
Tabell 12: Oppbygning av filterbed i kolonnene. ....	75
Tabell 13: Sammensetning av materiale i kolonnene. ....	75
Tabell 14: Utrekning av doseringdoser for saltene som ble tilsatt modellvannet.....	75
Tabell 15: Parametere for vannprøver fra kolonneforsøk. ....	76

## Ordliste/Forkortelser

**AVV:** Avrenningsvann fra vei

**AqC:** Aquateam COWI AS

**BMP:** Structural Best Management Practices

**DMRA:** Design Manual for Roads and Bridges

**EEA:** European Environment Agency

**EIA:** Environmental Impact Assessment

**EIS:** Environmental Impact Statement

**EQS:** Environmental Quality Standards (Miljøkvalitetsstandarder for overflatevann)

**FSV:** Forschungsgesellschaft Straße-Schiene-Verkehr (Forskningsforening Vei-Jernbane-Trafikk)

**HEWRAT:** Highways England Water Risk Assessment

**ICP-MS:** Induktivt koblet plasmamassespektrometri

**KNMI:** The Royal Dutch Meteorological Institute

**LOD:** Limit of detection

**LOQ:** Limit of quantification

**NMBU:** Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet

**NIVA:** Norsk institutt for vannforskning

**NORWAT:** Nordic Road Water program (2012-2015)

**NV:** Nye Veier AS

**PAH:** Polysykliske aromatiske hydrokarboner

**SEM:** Scanning Electron Microscopy

**TSS:** Totalt suspendert stoff

**Tot-N:** Totalt nitrogen

**Tot-P:** Totalt fosfor

**VVM:** Vurderinger av Virkninger på Miljøet

**ÅDT:** Årsdøgntrafikk

## Innledning

I 2019 ble det rapportert at det offentlige veinettet i Norge var på 95 000 km, hvorav fylkesriks- og europaveiene utgjorde 55 000 km (Dysvik et al., 2021). Den vanligste rensemetoden for avrenningsvann per idag er rensedbasseng (sedimenterings- og/eller utjevningdammer), infiltrasjon og ulike typer sandfilteranlegg langs veiskulderen (Håøya & Storhaug, 2013). TreatRW er et pågående prosjekt ledet av AqC (Aquateam COWI AS) i samarbeid med NV (Nye Veier AS) med mål om å tilfredsstillere kravene til Transport 2025 programmet. Det omhandler å legge til rette for raske og innovative løsninger som vill være med på å sikre trygge og bærekraftig transportløsninger i fremtiden. Målet er å redusere forurensningen i lokale og regionale områder. Under prosjektet har det blitt registret 161 rensedbasseng langs veiene i Norge. I en undersøkelse ble 26 tilfeldige valgt og av disse var det kun fem som ga tilfredsstillende resultater (Meland & Rødland, 2018). Dårlig oppsamling av avrenningsvann og/eller vedlikehold av dammene var blant hovedårsakene.

AVV (avrenningsvann fra vei) er alt vann som renner av veidekket. Overflaten på de større veiene er av lite permeable flate. Vannkilden er nedbør i form av regn og snø samt tunnelvaskevann fra tunnelrengjøringer. Avrenningsvann skylder med seg forurensninger som har akkumulert på veidekket over tørre perioder. De typiske forurensninger i AVV er tungmetaller, organiske komponenter, TSS (totalt suspendert stoff) og PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) (Brown & Peake, 2006; Davis & Birch, 2010). Erfaring fra Skullerudbassenget (våt overvannsbasseng langs E6 ved Skullerud) viser at tungmetallene Pb (bly), Zn (sink), Cu (kobber) og Cd (kadmium) er særlig gjentakende i vannbeskyttende tiltak for AVV (Åstebøl & Jacobsen, 2014). I 2016 publiserte Statens vegvesen i samarbeid med NIVA en rapport om vannforekomstens sårbarhet for avrenningsvann fra vei. I rapporten kategoriseres påvirkningsfaktorene i avrenningsvann ut ifra anleggsfasen og driftsfasen. Under anleggsfasen er det særlig rester av sprøytebetong og sementbaserte injeksjonsmidler, uomsatt sprengstoff i form av nitrogenforbindelsene ammonium og nitrat og oljeforbindelser fra maskiner og kjøretøy. Driftsfasen av veien er det som vil påvirke resipienter og nærmiljøet over lengst tid. Påvirkningsfaktorene i tillegg til de fra anleggsfasen er suspendert stoff, tungmetaller, PAH og organiske miljøgifter fra drivstoff og andre produkter til bilpleie (Ranneklev, 2016).

Gjennom Statens vegvesens håndbøker blir det lagt frem en beskrivelse av hvordan rensebasseng (sedimenterings-, infiltreringsdammer og våtmark) skal beskytte miljøet fra særlig forurenset AVV. I Vegvesenets rapport nr. 295 (videreutviklet versjon av veileder for vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging håndbok 261 UTKAST) legges det frem et forslag til forventet rensegrad av ulike stofftyper. Basert på erfaring fra USA og Vest- og Mellomeuropa forventes det følgende: 80% fjerning av TSS, 65% fjerning av tot-P, 35% fjerning av tot-N og 75% for tungmetaller (Paus et al., 2013; Åstebøl & Jacobsen, 2014). Av økonomiske og praktiske årsaker vil det ikke være mulig å bygge renseløsninger for alt AVV, men det oppfordres til å følge praksisen om rensing av avrenningsvann fra drift med ÅDT større enn 8000 – 10 000 (Ranneklev, 2016).

Denne studien er en undersøkelse av avrenningsvann fra vei hvor det er vannprøver fra en teststasjon langs E18 i Bamble kommune som er grunnlaget for forsøket. Teststasjonen er eid av AqC og analyse av vannprøvene har blitt gjort på vannlabben til NMBU. Målet med oppgaven er å undersøke renseseffekten av tungmetaller til ulike filtermateriale. Anvendning av infiltrasjonsgrøfter med en blanding av filtermateriale langs veien kan være et bedre alternativ til våte rensebassenger som per dd. er mest brukt. Dette vil bli basert på tidligere forskning og data om rensing av AVV samt se på brukervennlighet i form av kostnad og tilgjengelighet for foreslåtte filtermaterialer. Hovedfokuset er å studere adsorpsjonsegenskapene til filtermaterialene kombinert med pris og bruksområde, og om det vil være en bærekraftig løsning som kan anvendes i veibebyggelse. Miljødirektoratets grenseverdier for tilstandsklasser i ferskvann (på gitte metaller) vil gi en pekepinn på prestasjonen til filtermaterialene som testes (Miljødirektoratet, 2020).

# 1. Bakgrunn

## 1.1 Regulatorisk perspektiv

Statens vegvesens sammenstilling av metoder og praksis for AVV går igjennom 10 europeiske land. I rapporten kommer det frem at samtlige europeiske land har en miljølovgivning som er tilpasset EUs miljølovgivning (Håøya & Storhaug, 2013). I EU direktivet 2008/105EC fastsettes miljøkvalitetsstandarder for overflatevann (EQS) pga. trusselen noen grupper forurensninger utgjør på vannmiljøet. Disse standardene er i linje med strategien og målene i EUs rammedirektiv for vann 2000/60/EC (EU, 2008). De prioriterte forurensningene i EQS er metaller og deres forbindelser (Cd, Pb, kvikksølv og nikkel), PAH og noen plantevernmidler. To vannstandarder er utarbeidet og må nås for å ha en god kjemisk tilstand. Den første er en terskel for gjennomsnittlig konsentrasjon av de prioriterte forurensningene over en periode på 1 år. Dette for å forhindre langvarig negative virkninger på vannmiljøet. Den andre er terskel for maksimal god tatt konsentrasjon av en gitt forurensningstype, for å forhindre kortsiktig forurensing.

I Tabell 1 er grenseverdiene for metaller og PAH som EUs rammedirektiv for vann har lagt frem. Ved å sammenligne EUs grenseverdier med Miljødirektoratets tilstandsklasser for stoffer i ferskvann (Tabell 2) får man en indikasjon på hva som forventes i norske vannkilder. EUs terskel for årlig gjennomsnitt av metallene bly, kvikksølv og nikkel tilsvarer alle tilstandsklasse 3 (moderat) hos Miljødirektoratet. EU beskriver denne terskelen som en grense for langvarige påvirkninger av vannmiljøet. Miljødirektoratet beskriver tilstandsklasse 3 som kroniske effekter ved langtidseksponering (Miljødirektoratet, 2020). Den norske standarden samsvarer med EUs rammedirektiv noe som også gjelder for de europeiske landene som Statens vegvesen gikk gjennom i rapport 195 (Håøya & Storhaug, 2013).

Vannforskriftens første paragraf beskriver formålet med rammer for fastsettelse av miljømål. Den er til for å sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene. I § 4 står det at overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes i samsvar med vedlegg V2 (klassifisering og overvåking), for at den økologiske og kjemiske tilstanden minimum skal være god (Vannforskriften, 2021b). Videre i

kapittelet settes fristen for å nå målene i § 4 - § 7 ila. planperioden. Det er også listet opp spesifikke stoffer med grenseverdier som skal være oppnådd innen 22.12.2021. Blant stoffene er metallene bly og nikkel samt bly- og nikkelforbindelser. Disse stoffene påvirker den kjemiske tilstanden i vannet (Vannforskriften, 2021a).

Tabell 1: EQS for prioriterte forurensninger (i µg/L). Tall hentet fra EUs vanddirektiv (EU, 2008).

AA: årlig gjennomsnitt

MAC: maksimum god tatt konsentrasjon

24.12.2008

EN

Official Journal of the European Union

L 348/93

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
No	Name of substance	CAS number <sup>(1)</sup>	AA-EQS <sup>(2)</sup> Inland surface waters <sup>(3)</sup>	AA-EQS <sup>(2)</sup> Other surface waters	MAC-EQS <sup>(4)</sup> Inland surface waters <sup>(3)</sup>	MAC-EQS <sup>(4)</sup> Other surface waters
(19)	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0
(20)	Lead and its compounds	7439-92-1	7,2	7,2	not applicable	not applicable
(21)	Mercury and its compounds	7439-97-6	0,05 <sup>(9)</sup>	0,05 <sup>(9)</sup>	0,07	0,07
(22)	Naphthalene	91-20-3	2,4	1,2	not applicable	not applicable
(23)	Nickel and its compounds	7440-02-0	20	20	not applicable	not applicable
(24)	Nonylphenol (4-Nonylphenol)	104-40-5	0,3	0,3	2,0	2,0
(25)	Octylphenol ((4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol))	140-66-9	0,1	0,01	not applicable	not applicable
(26)	Pentachloro-benzene	608-93-5	0,007	0,0007	not applicable	not applicable
(27)	Pentachloro-phenol	87-86-5	0,4	0,4	1	1
(28)	Polyaromatic hydrocarbons (PAH) <sup>(10)</sup>	not applicable	not applicable	not applicable	not applicable	not applicable
	Benzo(a)pyrene	50-32-8	0,05	0,05	0,1	0,1
	Benzo(b)fluor-anthene	205-99-2	Σ = 0,03	Σ = 0,03	not applicable	not applicable
	Benzo(k)fluor-anthene	207-08-9				
	Benzo(g,h,i)-perylene	191-24-2	Σ = 0,002	Σ = 0,002	not applicable	not applicable
Indeno(1,2,3-cd)-pyrene	193-39-5					
(6)	Cadmium and its compounds (depending on water hardness classes) <sup>(6)</sup>	7440-43-9	≤ 0,08 (Class 1)	0,2	≤ 0,45 (Class 1)	≤ 0,45 (Class 1)
			0,08 (Class 2)		0,45 (Class 2)	0,45 (Class 2)
			0,09 (Class 3)		0,6 (Class 3)	0,6 (Class 3)
			0,15 (Class 4)		0,9 (Class 4)	0,9 (Class 4)
			0,25 (Class 5)		1,5 (Class 5)	1,5 (Class 5)

Tabell 2: Tilstandsklasser i ferskvann ( $\mu\text{g/L}$ ).

Tall hentet fra Miljødirektoratets rapport (Miljødirektoratet, 2020).

Navn på stoff	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
	Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
<b>Metaller</b>					
<b>Arsen</b>	0 – 0,15	0,15 – 0,5	0,5 – 8,5	8,5 – 85	>85
<b>Bly</b>	0 – 0,02	0,02 – 1,2	1,2 – 14	14 - 57	>57
<b>Kadmium</b>	0 – 0,003	Fotnote 1	Fotnote 2	Fotnote 3	Fotnote 3
<b>Kobber</b>	0 – 0,3	0,3 – 7,8		7,8 – 15,6	>15,6
<b>Krom</b>	0 – 0,1	0,1 – 3,4			>3,4
<b>Kvikksølv</b>	0 – 0,001	0,001 – 0,047	0,047 – 0,07	0,07 – 0,14	>0,14
<b>Nikkel</b>	0 – 0,5	0,5 – 4	4 – 34	34 – 67	>67
<b>Sink</b>	0 – 1,5	1,5 - 11		11 - 60	>60

1) Klasse II Cd verdier avhengig av vannets hardhet:  $\leq 0,08$  (< 40 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 0,008 (40 - <50 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 0,09 (50 - <100 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 0,15 (100 - <200 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 0,25 ( $\geq 200$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ).

2) Klasse III Cd verdier avhengig av vannets hardhet:  $\leq 0,45$  (< 40 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 0,45 (40 - <50 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 0,60 (50 - <100 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 0,9 (100 - <200 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 1,5 ( $\geq 200$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ).

3) Klasse IV Cd verdier avhengig av vannets hardhet:  $\leq 4,5$  (< 40 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 4,5 (40 - <50 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 6,0 (50 - <100 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 9,0 (100 - <200 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ); 15 ( $\geq 200$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ). Verdier over tilhører klasse V.

I henhold til vannressursloven og forurensningsloven er det en konstant utfordring å håndtere avrenning fra vei. Forurensningsloven definerer avløpsvann som både sanitært og industrielt avløpsvann og overvann. For avløpsanlegg inngår anlegg for transport og behandling av avløpsvann (Forurensningsloven, 2022). AVV går ut ifra definisjon i norsk lovverk under kategorien avløpsvann og må håndteres deretter. Vannressursloven knytter ansvar mot dem som forurenser vassdrag samt hvordan planlegge og prosjektere for å forhindre forurensing av disse (§ 5 og § 9) (Vannressursloven, 2022).



## 1.2 Situasjon i Europa

I Europa er det i hovedsak Vanndirektivet og EIA-direktivet sine krav som gjelder for vannforekomsters miljøtilstand og gjennomføring av relevante vurderinger (Håøya & Storhaug, 2013). I rapport nr. 195 fra Statens vegvesen er det gjort en gjennomgang av metoder og praksis for 12 land for rensing av vann fra vei og anlegg. Utenom USA og Canada er det Europeiske land som er gjennomgått (to land hadde ikke tilstrekkelig med vurderingsgrunnlag). Målet med rapporten er at ved å få kunnskap om hvordan landene vurderer, beslutter og etablerer tiltak for rensing av AVV kan en ny økosystembasert forvaltning av alt vannmiljø utvikles. Overflatevann, grunnvann og kystvann sees under ett.

Under gjennomgangen av de europeiske landene kommer det frem hvilke løsninger som er mest benyttet i landene. Danmark, England og Skottland er de eneste landene ifra rapporten som har spesifikke forslag til håndtering av AVV under byggefasen. Tiltakene baserer seg på lokale løsninger for å hindre utslipp av store forurensninger til resipienter og nærmiljøet.

For driftsfasen er den vanlige praksisen blant landene varianter av sedimenteringsdammer, infiltrasjon- og filtreringsløsninger. Tyskland og Sveits har noe mere fokus på arealbesparende løsninger til bruk i urbane områder. Håndtering av AVV med infiltrasjon er primærvalget i Østerrike, Sveits og Nederland. I Danmark og Portugal er damløsninger mest vanlig. For de resterende landene er det veiledere og retningslinjer som skal avgjøre om infiltrasjon, rensedammer eller andre løsninger er mest egnet til området. I Tabell 3 er det gjort en kort oppsummering av landenes mest brukte løsninger. En nærmere gjennomgang av hvert land fortsetter.

Tabell 3: Forventet renseløsning av veiavrenning i 10 europeiske land.

<b>Filterløsning</b>	<b>Infiltrasjon</b>	<b>Rensebasseng</b>	<b>Annet</b>
<i>Danmark</i>	Infiltrasjon direkte i terrengoverflaten. Filtrerer AVV i overflaten eller gjennom medie dypere i bakken	Vegeterte sedimenteringsbasseng med stor hydraulisk kapasitet	Sandfang som leder vannet til et basseng med sandfilter i bunn
<i>England &amp; Skottland</i>	Infiltrasjon i grunnen	1. Utjevnings- og sedimenteringsdammer 2. Våtmark	1. Avskjerming og sikring for utslipp under byggefasen 2. Oljeutskillere 3. Sandfilter
<i>Finland</i>	Infiltrasjonsgrøfter langs veiene	Sedimenteringsbassenger	
<i>Nederland</i>	1. Infiltrasjonsgrøfter langs vei 2. Permeabel asfalt		
<i>Portugal</i>	Infiltrasjonsgrøfter	1. Forvaringsdammer 2. Sedimenteringsdammer 3. Konstruert våtmark	Sandfiltre
<i>Sverige</i>	Infiltrasjonsgrøfter	1. Sedimenteringsdammer 2. Våtmark	Magasinrensing
<i>Tyskland</i>	1. Infiltrasjonsgrøfter 2. Nedgravd infiltrasjonsanlegg		
<i>Østerrike</i>	1. Infiltrasjonsgrøfter 2. Infiltrasjon i konstruert våtmark med humusrik bunn		Ledes til renseanlegg som siste utvei

### 1.2.1 Danmark

I Danmark er den nasjonale miljølovgivningen tilpasset EUs miljølovgivning. Det er det danske Vejdirektoratet som setter regler som er grunnlag for planlegging, prosjektering, bygging og drift av veier. To retningslinjer er spesielt relevant når man ser på hvilke vurderinger som tas ift. miljøeffektene på resipienter. I VVM-bekendtgjørelsen §3 står det at får nye veganlegg eller store endringer på eksisterende anlegg skal det gjøres en vurdering av hvilke miljøpåvirkninger som vil påfølgje. Det skal og søkes om tillatelse til utslipp av AVV til enten den danske Miljøministeren eller Komunalbestyrelsen (Håøya & Storhaug, 2013). I Vejdirektoratets håndbok om Afvandingskonstruksjoner vises det til § 27 fra Lov om

miljøbeskyttelse. Det spesifiseres at stoffer som kan forurense bekker og innsjøer ikke skal slippes ut. Derav sier § 28 at det kan søkes om lov til utslipp av AVV dersom et rensertiltak er installert (Vejdirektoratet, 2021).

Danmark har også en ÅDT grense på > 10 000. Ved bygging eller endring av veier i denne kategorien skal det redegjøres for miljøpåvirkninger og hvilke tiltak som skal iverksettes for å hindre forurensing. Dette gjelder for både bygge- og driftsfasen. Dette er en videre implementering av EUs direktiv for påvirkningene enkelte private og offentlige prosjekter har på miljøet (Håøya & Storhaug, 2013; Vejdirektoratet, 2021).

Vegdirektoratet i Danmark har ulik praksis for rensing i byggefasen og driftsfasen. For byggefasen benyttes sedimenteringsbassenger. Dette oppføres omtrent for hver 2. km med veistrekke. Anbefalt oppholdstid i dammen er 15 timer. For driftsfasen skal rensertiltaket både dimensjoneres for hydraulisk utjevning av resipienten samt innfri renskrav. Det benyttes gjerne en av følgende rensertiltak:

- Rensebasseng: Forventes en renseseffekt på mellom 40 – 80% avhengig av forurensningen. Bassengene er som regel vegetert og skal kunne utjevne stor tilrenning ved kraftig nedbør. Forurensningsstoffer sedimenterer og akkumulerer på bunnen av bassenget.
- Sandfilter: Består av et sandfang som første ledd før vannet filtreres gjennom et nytt sandlag i et basseng. Deretter ledes vannet ut til resipient. Ikke oppgitt forventet rensesgrad.
- Infiltrasjon: Fungerer enten direkte som et «filter» i terrengoverflaten eller dypere i bakken.

I rapporten fra 2013 ble oppgitt at det var omtrent 2000 rensbassenger langs veiene i Danmark. Renseeffekt måles ut ifra verdier på SS, COD, Tot-N, Tot-P og metallene kobber, bly og sink (Håøya & Storhaug, 2013).

### 1.2.2 England og Skottland

England og Skottland har veiledere for håndtering av vann og miljø som er tilpasset EUs miljølovgivning. I vannressursloven defineres lover for forurensninger på vannkilder. Vegmyndighetene skal beskrive via veiledere hvordan man håndterer avrenning fra vei og annen forurensning. Det er da vegmyndighetene som er direkte ansvarlig for AVV (Håøya & Storhaug, 2013). Design manualen for veier og bruer i England og Skottland (DMRA) beskriver hvordan avrenning og overvannskvalitet skal vurderes i driftsfasen. Der det viser seg å være potensiale for signifikant påvirkning i vannkvalitet fra avrenningsvann skal HEWRAT (Highways England Water Risk Assessment) brukes til å vurdere om risikoen er akseptabel eller ikke. I første sidenot står det at for veier med ÅDT < 10 000 skal ytterligere informasjon innhentes fra nasjonale søknadsvedlegg til vurdering av risiko (Highways England, 2019).

Via direkte kontakt med myndighetene og veiledere for hovedveier i England har Statens vegvesen innhentet informasjon om tiltak for forebygging og behandling av AVV fra bygge- og driftsfasen (Håøya & Storhaug, 2013).

Tiltakene som legges frem for byggefasen er følgende:

Forebyggende tiltak:

- Murer, valler eller annen form for avskjerming
- Omlegging av trafikk
- Tiltak (uspesifisert) for oppfangning av forurensende materiale og hindre utslipp av avfall

Renseløsning: Sedimenteringsanlegg for behandling av overflatevann fra områder under graving

For driftsfasen praktiseres følgende forebyggende tiltak:

- Hindring av lekkasjer og uønsket utslipp
- Planlegge for ulykkessituasjoner

Renseløsninger: Infiltrasjon i grunnen, utjevnings og sedimenteringsbassenger, våtmark, sandfiltre og oljeutskillere.

I samme veileder er det også oppgitt grenseverdier for ulike stoffer samt forventet %-vis reduksjon ved de ulike renseløsningene.

### 1.2.3 Finland

Finland har tilpasset sin miljølovgivningen etter EU. Veiledere er laget for alt overvann relatert til vei. Derav tekniske anvisninger for veiens utforming, beskrivelse av de viktigste parameterne i AVV og hvordan dimensjonere for vei avrenning. I Finland er også frost og teleproblematikk tatt med i veiledere for overvannshåndtering fra vei (Håøya & Storhaug, 2013).

For byggefasen av vei er det ikke spesifisert noen tekniske løsninger. For driftsfasen benyttes infiltrasjon eller utjevnings-/ sedimenteringsdammer som renseløsning. Infiltrasjonsgrøfter i veiskulderen eller infiltrasjonsdammer er det som benyttes mest i Finland. Konstruert våtmark er ikke mye brukt (Håøya & Storhaug, 2013).

### 1.2.4 Nederland

Nederlands miljølovgivning er tilpasset EUs. Infrastrukturministeriet «Rijkswaterstaat» har ansvar for utbygging og drift av veinettet, og med det inngår håndtering av AVV. De har i samarbeid med den nederlandske kommisjonen for vannforvaltning utarbeidet en veileder for miljøvennlig tiltak som skal beskytte vann og jord. Tiltakene fungerer som en standard for vegmyndighetene i Nederland under arbeid med AVV. De viktigste punktene fra forskriften er at avrenning fra vei og tunneler skal ledes til infiltrasjonsgrøfter langs veien eller gjennom permeabelt veidekke. Er det forsvarlig for miljøet kan man ha utslipp til nærmeste resipient, vis ikke skal rensiltak etableres. Vann fra f. eks. tunnelvask er av typen sterkt forurenset og skal ledes til renseanlegg (Håøya & Storhaug, 2013).

På grunn av den høye vannstanden i Nederland er akvedukter vanlig praksis i landet. Lovgivningen sier at vann fra veier, bruer og akvedukter skal tas i betraktning under prosjektering, bygging og drift av veier. Praksis for rensiltak i driftsfasen definert i veilederen.

Porøs veidekke er brukt på omtrent 79% av motorveier i Nederland. Sammenlignet med ikke-permeabel asfalt er denne typen veidekke både bedre til å magasinere vann samt fjerne forurensninger av typen PAH og metaller. Det kan også fungere som et fortrinn før avrenningsvannet når grøfta (eller fordamper). Ministeriet «Rijkswaterstaat» har også

utarbeidet forebyggende tiltak for å opprettholde rensegraden i infiltrasjonsløsningene. To ganger årlig skal veier med porøs asfalt og asfaltert vegskulder rengjøres for akkumulert stoff og fjerne vegetasjon som gror igjennom asfalten. I løsmasser skal toppsjiktet skrapes ca. hvert femte år. Det er her mesteparten av partiklene vil sitte etter infiltrasjon i bakken samtidig som det skal unngås at jorda mettes og den hydrauliske kapasiteten minker. For der det er sedimenteringsdammer må bunnen vedlikeholdes for å beholde rensegraden (Håøya & Storhaug, 2013; T. J. Bles et al., 2012).

### 1.2.5 Portugal

Portugal har en egen miljølovgivning, men den er også basert på EUs direktiv. Det er ikke vegmyndighetene i landet som har ansvar for avrenning fra vei, det er det EIS (Environmental Impact Statement) som utarbeider krav til. I EIA (Environmental Impact Assessment) direktivet er det besluttet at potensielle miljøskadelige vegprosjekter skal ha tilsvarende forebyggende tiltak og iht. vannmiljø er det rensertiltak som må etableres. Derfor er det veileder for håndtering av AVV som sørger for at nødvendige tiltak gjennomføres i henhold til hva som kreves ut ifra prosjektet og de potensielle miljøpåvirkningene det kan medføre, selv uten offisiell statlig forskrift for vann fra vei (Håøya & Storhaug, 2013). Veiledningen gir bl.a. retningslinjer for miljøvurderinger og beregning av forurensning i programvare.

For å beskytte vannmiljøet fra forurensinger i AVV må man vite når rensertiltak skal innføres. BMP (Structural Best Management Practices) består av rensesystemer som kan etableres for overvann og kan etableres nærme forurensningskilden eller mottagende resipient. Dette er forvaringsdammer, våte sedimenteringsdammer, infiltrasjonsgrøfter, infiltrasjonsbassenger, sandfiltre, vegeterte flater og konstruert våtmark (Barbosa & Fernandes, 2009). I tillegg til nevnte rensertiltak gir veilederen data på grenseverdier for ulike parametere som bør holdes ved utslipp, instruksjon på hvordan ta prøver og overvåke avrenningsvannet, dimensjonere rensesystemene, drift av dem og håndtering av forurensninger knyttet til utslipp ved ulykker (Håøya & Storhaug, 2013).

### 1.2.6 Sverige

Sveriges nasjonale miljølovgivning samsvarer med EU direktivets. I tillegg er det en lovsamling for miljø i landet som i hovedsak handler om å fremme bærekraftige løsninger for dagens og fremtidens generasjoner (Håøya & Storhaug, 2013). I § 1 i Miljöbalken står det at en slik utvikling (bærekraftige beslutninger) bygger på erkjennelsen av at naturen har en verneverdi og at menneskets rett til å endre og bruke naturen er forbundet med et ansvar for å forvalte den godt (Miljödepartementet, 1998). Dette innebærer krav til god vannkvalitet og generell forvaltning av vann og natur.

Trafikverket i Sverige har som veioperatør det direkte ansvaret for det statlige veinettets miljøpåvirkninger på overflate- og grunnvann (Trafikverket, 2011). For håndtering av avrenning fra vei gjelder følgende:

- Grunnvann skal beskyttes mot infiltrert overvann og lekkasjer/utslipp fra ulykker
- Overvannskilder skal beskyttes mot forurensing
  - På sikt skal alle påvirkninger av veisalt stoppe
- Under planlegging og prosjektering av nye veier samt utbedring av eksisterende skal forebyggende tiltak mot forurensing av overflate- og grunnvann tas i betraktning.

I veilederen fra Trafikverket oppgis det at en god indikasjon på miljøbelastningen er å se på konsentrasjonen til fosfor, kobber og kadmium i avrenningen fra vei og i resipienten. En instruksmanual gir veiledning til hvordan gjennomføre en miljøkonsekvensvurdering. I korte trekk omhandler det en gjennomgang av forurensinger og resipient, karakterisering av andre påvirkninger på resipienten, vurdering av veigrøftens renskapasitet, beskrive spesielle beskyttelsesbehov mot AVV, gjennomgang av kostnader og vedlikehold og etablering av målbare parametere som beskriver om systemet virker som forventet (Trafikverket, 2011). Renseløsninger som praktiseres er våte fordrøynings- og sedimenteringsdammer, infiltrasjonsgrøfter, våtmark og magasinrensing.

Sedimenteringsdammer er mest benyttet (pr. 2013) og en anbefaling til mål er oppgitt fra Trafikverket. Spesifikt areal skal tilsvare 2-3% av arealet for tilrenning som utgjør omtrent 250 m<sup>2</sup>/ha. Vanndybden bør ligge på mellom 1-2 meter og forholdet mellom lengde og bredde bør være 3:1 - 4:1 (Håøya & Storhaug, 2013).

### 1.2.7 Tyskland

Tyskland er delt inn i 16 delstater med en nasjonal lovgivning for hvordan håndtere miljøpåvirkninger. Hver enkelt delstat har selv et juridisk ansvar for å juridisk følge den nasjonale miljølovgivningen og oppfølging i praksis. Med implementering av miljølovverket har delstatene egne veiledere for tiltak som skal beskytte vannmiljøet fra ytre påvirkninger. (Håøya & Storhaug, 2013).

Det er utarbeidet en tysk rapport om desentraliserte renseløsninger for veiavrenning som beskriver ulike renseløsninger for overvann og AVV. Rapporten gir en oversikt over løsninger og tekniske anlegg som leverandører har, men legger ikke vekt på vurderingsgrunnlag for valg av et renselanlegg. Primært er det ulike infiltrasjonsanlegg som beskrives. Det inngår infiltrasjon gjennom toppsjiktet/overflaten, nedgravde infiltrasjonsanlegg med mulighet for å skifte filtermateriale samt infiltrasjon med hvirvelavskiller som fortrinn. Disse løsningene er fremhevet i Statens vegvesens gjennomgang av Tyskland (Håøya & Storhaug, 2013).

### 1.2.8 Østerrike

I likhet med Tyskland er Østerrike inndelt i delstater (9). En felles nasjonal lovgivning gjelder i alle delstater, men ansvaret ligger selv hos hver delstat (Håøya & Storhaug, 2013).

Retningslinjer for vurdering av miljøpåvirkninger og beskyttelse av vannmiljø samt rensing av AVV er utarbeidet av den østerrikske FSV (Forskningsforening Vei-Jernbane-Trafikk).

Fremgangsmåten for å avgjøre når AVV skal renses skjer i henhold til det nasjonale regelverket. Før en planleggingsfase iverksettes skal feltarbeid gjøres for å karakterisere hvordan resipienten påvirkes av utslipp. Ved behov for rensing er det infiltrasjonsgrøfter langs vei, infiltrasjon i konstruert våtmark med humusrik matjord i bunn (evt filtrering i konstruerte dammer) eller renselanlegg med utslipp som er de tre primære løsningene for AVV (Håøya & Storhaug, 2013). Disse løsningene er i hovedsak alternativer for videre drift av vei, i byggefasen er det ikke spesifisert renseløsninger. Derimot er det miljølovgivning mot forurensing av vannmiljø som vil gjelde.



### 1.2.9 Sveits

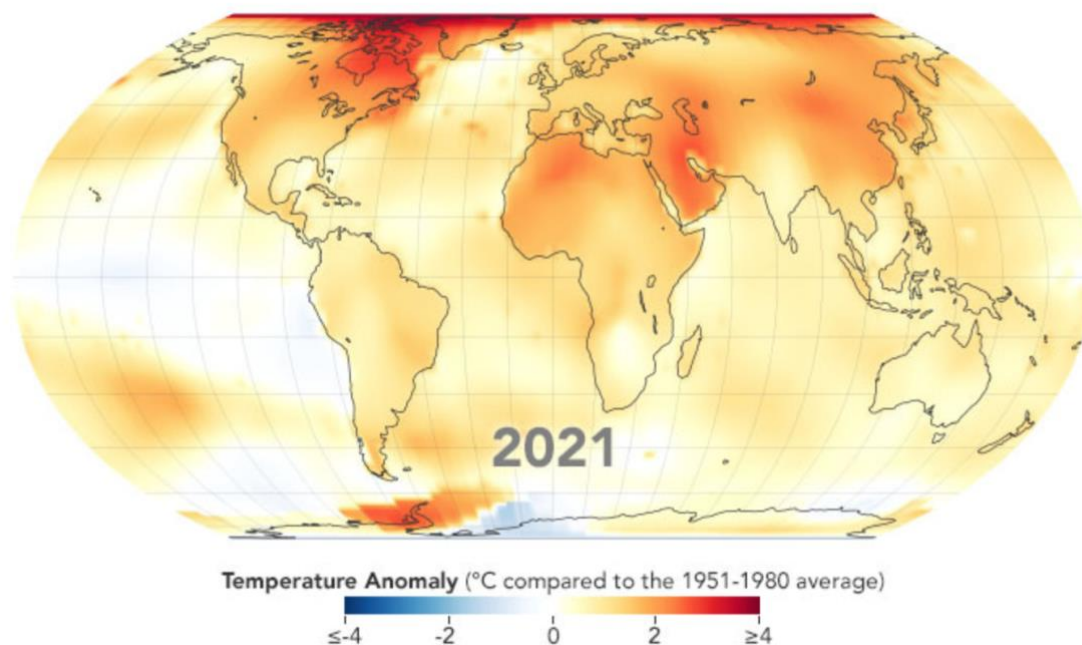
I senere tid har Sveits fornyet myndighetsutøvelsen for å sette et større fokus mot en mer bærekraftig fremtid. Det omhandler et felles fokus på å dra i riktig retning. Det er ikke konkrete tiltak, men heller en endring i tankesettet rundt fremtidige prosjekter for infrastrukturen i landet. Økonomiske heftelser ved forurensing, forebyggende tiltak kontra kurerende tiltak og bedre informasjon skal være med på å gi enhver et større egenansvar som skal hjelpe miljøpolitikken (Håøya & Storhaug, 2013).

Veiavrenning sees på som en type avløpsvann og håndtering av denne typen avløpsvann skjer i følgende prioritert rekkefølge: Infiltrasjon i grunnen, utslipp til resipient og til slutt lede vannet inn på kommunalt nett om de foregående ikke er mulig. EEA (European Environment Agency) har laget en rapport om den generelle tilstanden i landet mht. klima og miljø. Det ble funnet at i helheten har forurensning av grunn- og overflatevann gått ned. Samtidig er det mindre tilførsel av tungmetaller som kadmium og bly til vannmiljøet (European Environment Agency, 2015). Dette tyder på at Sveits sin endring i miljøprogrammet er på riktig vei.

Infiltrasjonsløsninger er hovedfokuset for rensing av AVV i Sveits. De har utarbeidet et system med effektivitetsklasser og renseskategorier. Systemet deler inn ulike rensesgrader av forskjellige parametere og deretter hvor effektive ulike rensesystemer er for de ulike parameterne. Ut ifra dette systemet er infiltrasjonsløsninger kategorisert til klasse A (mest effektiv) og sedimenteringsløsninger til klasse E (minst effektiv). Det sees også på tekniske løsninger som krever enda mindre areal. Infiltrasjon anvendes som renseløsning på ulike måter. Langs vei i infiltrasjonsgrøfter og i utjevningdammer med sandbunn og/eller filtrering. For å ta unna større avrenningsmengder benyttes sedimenteringsdammer som har større hydraulisk kapasitet til utjevning og magasinering (Håøya & Storhaug, 2013).

### 1.3 Påvirkning av klimaendringer

Temperaturen på jorda har økt siden den industrielle revolusjonen og NASA oppgir at det i snitt har økt omtrent 0,15 – 0,20 °C per tiår siden 1975, med en total økning på 1.1°C siden 1880 (NASA, 2022). I NASA sin modell (Figur 1) ser man at det flere steder har økt med over 2°C, Klimaendringer øker temperaturen og dette forårsaker hyppigere regnflommer de siste 30 – 40 årene. Denne økningen vil også fortsette når mer og mer av nedbøren kommer i form av regn. I urbane strøk vil det være problemer knyttet til korte, intense og lokale regnskyll som vil gi bratte elver og bekker problemer med å håndtere den store hydrauliske belastningen (Miljødirektoratet, 2021). Blant de mange påløpende kostnader og ulemper som følger med flom kommer grunnvannsnivået. Sammenlignet med dagens situasjon vil grunnvannsnivået heve seg og stå på et høyere nivå oftere. Dette medfører at større mengder infiltrasjonsvann vil trenge inn på ledningsnett og mulig overbelaste renseanleggene som må slippe ut urensset avløpsvann i overløpene (Ødegaard, 2014). Miljødirektoratet estimerer at skader fra overvann i dagens klima ligger på mellom 1,6 og 3,6 milliarder årlig. Det skal også nevnes at hyppigere nedbør vil gi mer vann i magasinene som kan brukes til produksjon av strøm (Miljødirektoratet, 2021).



Figur 1: Illustrasjon av de geografiske temperaturavvikene på jorda sammenlignet med gjennomsnittet fra 1951-1980. Modellen er hentet fra NASA earth observatory sine utgivelser om global temperatur (NASA, 2022).

Påvirkningen av renning fra vei har på vannmiljøet avhenger av flere abiotiske og biotiske faktorer. Blant disse er kjemisk sammensetning av renningen og sensitiviteten til mottagende klima/resipient. Økende befolkningsvekst verden over og økt urbanisering gir også større forurensing knyttet til urbane områder (Gillis et al., 2022). Globaliseringen medfører større trafikk og som kjent tilføres en rekke partikler til vannmiljøet via dekkslitasje, olje og drivstoff søl samt flere metaller. Det er ikke fastsatt at økt trafikk direkte gir større og mer variert forurensing langs vei, men det står i hvertfall for omtrent 30%. Vannsprut fra veien kan være en viktigere faktor mtp. forurensningsmengde fra veiavrenningen sammenlignet med akkumulert stoff fra tørrere perioder som skylles vekk under nedbørsperioder (Huber et al., 2016). Samtidig er det blitt undersøkt viktigheten av å fange den første renningen etter nedbør. Gjentakende testing ble gjort (15 prøver på fire timer) på AVV fra en av Frankrikes lengste urbane motorvei i Bordeaux. Det viste at for å best kunne karakterisere forurensningen fra veiavrenning må den første nedbøren som treffer veien fanges da store forurensninger kommer i denne bølgen (Lerat-Hardy et al., 2022).

I rapporten fra Deltares om blå områder langs motorveiene i Nederland er fire ulike hendelser for klimautvikling presentert. Det er to såkalte moderate utfall der temperaturen på jorda stiger med 1°C innen 2050 (sammenlignet med 1990). Moderat er utfallet der det ikke vil være noen endringer i luftsirkulasjonen på jorda. Moderat+ er utfallet der det blir mildere og våtere vintre grunnet mer varm vind fra vest og varmere og tørrere somre grunnet mer østlig vind. De to siste utfallene er tilsvarende bare med en økning i 2°C. Alle fire utfallene regnes som like sannsynlig, men i beregningene brukes den mest ekstreme. Høyere vannstand grunnet svikt i forsvarsstrukturen skal bli neglisjert av diker og sanddyner som dimensjoneres for fremtidig og ikke dagens situasjon. For nedbør har KNMI sammen med Rikjswaterstaat beregnet at ved et worst-case-scenario så vil intensiteten for daglig nedbør øke med 27% med gjentakingsintervall på 10 år. Ut ifra dette fastsetter de videre at tiltak mot fremtidens mer intense nedbør skal dimensjoneres ut ifra en 30% økning for å ikke underdimensjonere (T. J. Bles et al., 2012).

Håndtering av overvann lokalt blir en viktig faktor i kampen mot klimaendringer i årene som kommer. Flere europeiske land, derav Nederland, Sveits og Østerrike, har allerede satt fokus

på å håndtere AVV lokalt i form av infiltrasjonsløsninger (Håøya & Storhaug, 2013). Infiltrasjon gir både muligheten til å håndtere overvann lokalt samtidig som det et stort potensiale til å både fordrøye og rense. Som et kompenserende tiltak mot overbelastning av avløpsanlegg under kraftig nedbør/floem er infiltrasjon en viktig del (Ødegaard, 2014). Statens vegvesen anbefaler allerede, i rapport nr. 597, at alt overvann fra vei skal ledes til infiltrasjon for veier med ÅDT > 3000, uavhengig av av sårbarheten til nærmeste resipient. I samme rapport står det at for veier med ÅDT mellom 3 – 30 000 kan infiltrasjon over veiskulder være et alternativ, men det må vurderes ut ifra resipients sårbarhet (Ranneklev, 2016).

## 2. Vann fra tunnelvasking og veiavrenning: En gjennomgang

### 2.1 Forurensninger og deres kilde: Klassifisering og miljøpåvirkninger

#### 2.1.1 Tungmetaller

Selve begrepet tungmetaller defineres ofte ved metaller som har tetthet  $> 5 \text{ g/cm}^3$ .

Metaller i overvann stammer gjerne fra regnvann som har vært i kontakt med metallholdige flater eller avrenning fra veier som skyller med seg akkumulert metall fra veien (Ødegaard, 2014). Mange studier viser at AVV typisk inneholder en rekke tungmetaller fra ulike kilder (Figur 2 viser spekteret). I prøver fra AVV finner man ofte tungmetallene Pb, Zn, Cu, Cd, krom (Cr), nikkel (Ni), jern (Fe), aluminium (Al), kvikksølv (Hg) og arsenikk (As) (Barbosa & Hvitved-Jacobsen, 1999; Fronczyk, 2017; Ødegaard, 2014). Statens vegvesen fremhever fokus på tungmetallene Cu, Zn, Pb og Cd i sin rapport om vannbeskyttelse i planlegging og bygging av vei (Åstebøl & Jacobsen, 2014).

### Periodic Table of the Elements

1 IA H Hydrogen 1.008	2 IIA Be Beryllium 9.012182											13 IIIA B Boron 10.81	14 IVA C Carbon 12.011	15 VA N Nitrogen 14.007	16 VIA O Oxygen 15.999	17 VIIA F Fluorine 18.9984032	18 VIIIA Ne Neon 20.1797																	
3 Li Lithium 6.94	4 Be Beryllium 9.012182											5 B Boron 10.81	6 C Carbon 12.011	7 N Nitrogen 14.007	8 O Oxygen 15.999	9 F Fluorine 18.9984032	10 Ne Neon 20.1797																	
11 Na Sodium 22.98976928	12 Mg Magnesium 24.305											13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855	15 P Phosphorus 30.973761998	16 S Sulfur 32.06	17 Cl Chlorine 35.45	18 Ar Argon 39.948																	
19 K Potassium 39.0983	20 Ca Calcium 40.078	21 Sc Scandium 44.955912	22 Ti Titanium 47.88	23 V Vanadium 50.9415	24 Cr Chromium 51.9961	25 Mn Manganese 54.938044	26 Fe Iron 55.845	27 Co Cobalt 58.933194	28 Ni Nickel 58.6934	29 Cu Copper 63.546	30 Zn Zinc 65.38	31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.6305	33 As Arsenic 74.921595	34 Se Selenium 78.9718	35 Br Bromine 79.904	36 Kr Krypton 83.798																	
37 Rb Rubidium 85.4678	38 Sr Strontium 87.62	39 Y Yttrium 88.90584	40 Zr Zirconium 91.224	41 Nb Niobium 92.90638	42 Mo Molybdenum 95.94	43 Tc Technetium 98	44 Ru Ruthenium 101.07	45 Rh Rhodium 102.90550	46 Pd Palladium 106.42	47 Ag Silver 107.8682	48 Cd Cadmium 112.411	49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710	51 Sb Antimony 121.757	52 Te Tellurium 127.60	53 I Iodine 126.90447	54 Xe Xenon 131.29																	
55 Cs Cesium 132.90545196	56 Ba Barium 137.327	57 - 71 Lanthanoids		72 Hf Hafnium 178.49	73 Ta Tantalum 180.94788	74 W Tungsten 183.84	75 Re Rhenium 186.207	76 Os Osmium 190.23	77 Ir Iridium 192.222	78 Pt Platinum 195.084	79 Au Gold 196.966569	80 Hg Mercury 200.592	81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2	83 Bi Bismuth 208.98040	84 Po Polonium (209)	85 At Astatine (210)	86 Rn Radon (222)																
87 Fr Francium (223)	88 Ra Radium (226)	89 - 103 Actinoids		104 Rf Rutherfordium (261)	105 Db Dubnium (262)	106 Sg Seaborgium (266)	107 Bh Bohrium (264)	108 Hs Hassium (265)	109 Mt Meitnerium (268)	110 Ds Darmstadtium (281)	111 Rg Roentgenium (282)	112 Cn Copernicium (285)	113 Nh Nihonium (286)	114 Fl Flerovium (289)	115 Mc Moscovium (288)	116 Lv Livermorium (293)	117 Ts Tennessine (294)	118 Og Oganesson (294)																
																		57 La Lanthanum 138.90547	58 Ce Cerium 140.12	59 Pr Praseodymium 140.90766	60 Nd Neodymium 144.242	61 Pm Promethium (145)	62 Sm Samarium 150.36	63 Eu Europium 151.964	64 Gd Gadolinium 157.25	65 Tb Terbium 158.92535	66 Dy Dysprosium 162.500	67 Ho Holmium 164.93032	68 Er Erbium 167.259	69 Tm Thulium 168.93047	70 Yb Ytterbium 173.0545	71 Lu Lutetium 174.967		
																		89 Ac Actinium (227)	90 Th Thorium 232.0377	91 Pa Protactinium 231.03688	92 U Uranium 238.02891	93 Np Neptunium (237)	94 Pu Plutonium (244)	95 Am Americium (243)	96 Cm Curium (247)	97 Bk Berkelium (247)	98 Cf Californium (251)	99 Es Einsteinium (252)	100 Fm Fermium (257)	101 Md Mendelevium (258)	102 No Nobelium (259)	103 Lr Lawrencium (260)		

Figur 2: Tungmetaller som er typisk i industriavløp, gruvevann, vann fra veier og tunneler (Filtralite, 2021).

Selv om ikke alle metaller (Flere av komponentene som ofte finnes i AVV er toksiske og vil over lengre tid skade omgivelsene ved for store doser. Disse stoffene er prioriterte

forurensninger når det skal utvikles renseløsninger til håndtering av AVV. Cd, Pb, Ni og Hg (kvikksølv) er blant EU sine prioriterte miljøgifter. Vannforekomster som er klassifisert til moderat eller dårligere økologisk tilstand skal ikke utsettes for de stoffene og dermed skal ikke veivann ledes direkte til resipient uten rensing (Ranneklev, 2016). På den andre siden er metallene Cr (krom), Cu og Zn blant stoffer som er essensielle for planters vekst (Fronczyk, 2017).

Biotilgjengeligheten i metaller bestemmes av flere faktorer derav pH, alkalitet og kalsium- og humuskonsentrasjon i vannet. Den sier noe om hvor mye av et stoffs konsentrasjon som er tilgjengelig for opptak. Metaller og jord kollider bindes av ionebyttekapasitet eller overflate adsorpsjon. Metaller ioner som bindes til overflater øker i tråd med pH (Evangelou, 1998). BLM (Biologic Ligand Model) er en modell utarbeidet for å kunne vurdere biotilgjengeligheten til metaller i vannforekomster. Når grenseverdier for metaller i vannforekomster skal utarbeides kan en slik modell gi grenseverdier som korresponderer bedre med påvirkningen de har på klima kontra den totale mengden metaller. I vannforekomster der de nevnte faktorene reduserer biotilgjengeligheten kan større konsentrasjoner tillates da de negative påvirkningene på klima ikke vil være så store som det den gitte konsentrasjonen tradisjonelt tilsier (Garmo et al., 2015; Ranneklev, 2016). Om et stoff er partikkelbundet påvirker i stor grad biotilgjengeligheten. Tungmetaller finnes naturlig i berggrunn og jordsmonn, via tilknytting til partikler og utgjør størsteparten av berggrunnen. Løst metall har størst potensiale for toksiske påvirkninger (Garmo et al., 2015). Tabell 5 er en sammenstilling av de vanligste metallene i AVV og industrielt avløpsvann samt hvilke konsekvenser disse elementene har på mennesker og miljø. Tabell 4 er hentet fra Statens vegvesens rapport nr. 295 og viser i prosent hvor mye av et stoff som vanligvis er partikkelbundet for nevnte elementer.

Tabell 4: : Størrelsesorden for partikulært bundet stoff for følgende forurensninger:

Tallene er hentet fra Statens vegvesens rapport 295 (Åstebøl & Jacobsen, 2014).

Stoff	Partikkelbundet (%)
- Sink (Zn)	40 - 50
- Bly (Pb)	70 - 80
- Kobber (Cu)	40 - 50

I overvann er det mindre nedbrytbart organisk materiale sammenlignet med tradisjonelt spillvann. Derfor er biologiske rensemetoder som krever konstant optimale driftsforhold lite egnet for håndtering av overvann med høyt uorganisk innhold. Fysisk og kjemiske rensemetoder som sedimentering og sorpsjon er mer egnet, men krever da at metallene er tilgjengelig til å fjernes. Fra Tabell 4 kan man se at for Zn, Pb og Cu er minimum 40% av konsentrasjonen vanligvis partikkelbundet og ofte til finere partikler som sand eller partikler på størrelse mellom 50 – 100 µm. Det er også tilfelle at de aller fleste metaller som forekommer i AVV er partikkelbundet (Åstebøl & Jacobsen, 2014).

Tabell 5: Metaller påvirkning på akvatiske miljøer og liv.

Hentet fra bok og om vannmiljø og Vann- og avløpsteknikk (Evangelou, 1998; Ødegaard, 2014).

Metaller	Påvirkninger
<b>Cd</b>	Et biprodukt fra Zn og Pb utvinning. Cd konsentrasjonen i vann og miljø øker betraktelig med dagens industrielle bruk. Brukes til bl.a. nikkel-kadmium batterier og produksjon av PVC (polyvinyl chloride). Sistnevnte er ifølge SNL verdensledende på produsert plastikk polymer (Ore & Stori, 2021), og mye brukt i spillvannsrør i vann og avløpsnett. Vannforekomsters kilde til Cd er i stor grad gruvedrift og avløpsvann fra batteri og PVC-produksjon. For mennesker kan eksponering over lengre tid føre til skader på lunger, nyrer, skjelett, blod og lever.
<b>Zn</b>	Brukt til produksjon av galvanisert stål og finnes bl.a. malingspigmenter, messinglegeringer og farmasøytiske produkter. I vannklima er kilden i hovedsak industrielt avløpsvann knyttet til

---

gruvedrift. Zn er ikke ansett som mutagerende eller kreftfremkallende for mennesker.

**Cu** Cu er mye brukt i vann og elektrobransjen i form av ledning, rør og armatur. Spores også til farmasøytiske produkter. Cu brukes i alge- og soppdrepende midler. Dette gjør også at høye konsentrasjoner vil påvirke akvatiske miljøer nevneverdig.

**Ni** Ni brukes til å lage rustfritt stål, støpejern, batterier og til elektrogalvanisering. Typisk i industrielt avløpsvann. Det er flere negative aspekter ved Ni i vannforekomster. Ved høye konsentrasjoner er det med på å hindre vekst og fotosyntese hos dam- og vannplanter. Har også teratogen effekt på fiskeartene regnbueørret, steinbit, gullfisk og karpe har Ni (genetisk påvirkning av fosteret i prenatal fase).

**Pb** Typisk brukt i ammunisjon, drivstofftilsetningsstoffer og batterier. Er hovedsakelig gruvedrift og industrielt avløpsvann som er kilden til høye konsentrasjoner av Pb i vannmiljø. Er kategorisert av EPA som mulig kreftfremkallende for mennesker (United States Environmental Protection Agency, 2022)

**Hg** Finnes i både uorganisk (som salter) og organisk (metyl) form. Kilder til industrielt avløp, gruvedrift og fossilt brennstoff. Hg nivåer i kull varierer fra 10 til 46.000 ppb. Det stilles strenge krav til regulering av Hg pga. de stoffets giftighet. Finner veien til mennesker i stor grad via matveiene. Fisk og sjødyr tar opp Hg og det bygger seg opp. Disse kan enten havne direkte i mennesker matvei eller for større rovdyr som igjen er menneskemat. Kan skade livmoren og gi foster varige men på hjernen og nervesystemet (Det europeiske miljøbyrået, 2018).

---

Tilførselen av metaller til vann skyldes ulike kilder. En nærmere gjennomgang av forurensningskilden er gitt i Tabell 6. Hovedsakelig skiller det mellom bygge- og driftsfasen av veier. Under byggefasen er det flere ulike forurensningskilder i både mindre og større grad. I driftsfasen er det færre kilder og et klarere bilde på hvor de ulike stoffene kommer fra. Fra kjøretøy på veien er det bremses, dekk med og uten pigger, karosseri, lekkasjer og



forbrenning som er forurensningskilden. Fra vei vil det stort sett være selve veioverflaten (stor grad asfalt) og autovern og trafikkskilt langs veien som er kilden. I byggefasen vil det derimot være mange faktorer som kan påvirke forurensingene som er tilført vannet. Sprengnings- og utgravingsarbeid og større anleggsmaskiner vil være med på større forurensninger (Garmo et al., 2015; Hu et al., 2019; Håøya & Storhaug, 2013; Kang et al., 2019).

Tabell 6: Sammenstilling av forurensningskildene til AVV. Tabell hentet fra Vannforeningen (Garmo et al., 2015). Tilført informasjon fra annen forskning er lagt inn.

Kilder		Grunnstoff
<b>Kjøretøy</b>	<p>En studie gjort på kjøretøys bremses viste at mellom 3 – 30% av bremseslitasjepartikler ender på bakken. Den resterende andelen er partikler som forsvinner i luftveiene (50%), rester som blir sittende på dekket (16-22%) og partikler som blir sittende på styre- og dempeinstrument (8-25%). Andelen som havner på veien er det som skyldes med under nedbør/overflate vann på veidekket. Hovedsakelig er det jern og kobber som er slitasjeproduktene fra bremses (Hulskotte et al., 2007). Forskning gjort på Yangzhou University i Kina viste at Zn, Cu, og Pb spores til bremseslitasje på bremseklosser, hjul/dekk rester og drivstoff i konsentrasjoner på over ti ganger den kinesiske standarden (Kang et al., 2019).</p> <p>Dekk, bremses og eksos er typiske kilder til Zn og Pb. Cu nivåer er særlig relatert til piggdekkslitasje (Lindgren, 1996; Ranneklev, 2016).</p> <p>I Norge baserer den totale forurensningen fra vei seg på Pb og PAH verdier fra forbrenningsmotorer (Åstebøl &amp; Jacobsen, 2014). Bruksområde til Pb varierer og er vanlig i bl.a. ammunisjon, lagringsbatterier og bensintilsetningsstoffer. Industri, gruver, kull og eksosdeponering står for hovedandelen av Pb konsentrasjoner i vannforekomster (Evangelou, 1998).</p>	<p>Cu</p> <p>Fe</p> <p>Ni</p> <p>Pb</p> <p>Al</p> <p>Zn</p> <p>Cd</p> <p>Hg</p> <p>As</p> <p>Cr</p> <p>Co</p> <p>Mn</p> <p>(mangan)</p> <p>Ag (sølv)</p> <p>Ba</p> <p>(barium)</p> <p>Sr</p> <p>(strontium)</p>

<b>Veibanen</b>	Autovern eller annen trafikksikring, trafikkskilt og annet utstyr langs vei er en kilde til Zn i AVV (ofte objekter bestående av galvanisert stål) (Garmo et al., 2015).	Al, Fe, Pb, Si, Sr, Ti, Zn (galvanisert stål).
-----------------	--	--

### 2.1.2 PAH

PAH er en samlebetegnelse på aromatiske ringer med organiske forbindelser PAH stammer fra bl.a. forbrenningsmotorer og finnes i oljeprodukter (Ødegaard, 2014). Derfor forekommer også PAH forbindelser i overvann som stammer fra høyt trafikkerte veier. Dannelsen av disse kommer av ufullstendig forbrenning av organisk materiale (FHI, 2020). Blant de mange PAH forbindelsene finnes benz(a)pyrén som er kjent for å være kreftfremkallende. Stoffet inngår under EU vanndirektivets liste over miljøgifter og er ofte brukt som en av grenseverdiene eller estimat på tilstanden til vannforekomster (Åstebøl & Jacobsen, 2014).

## 2.2 Nåværende praktiserte løsninger

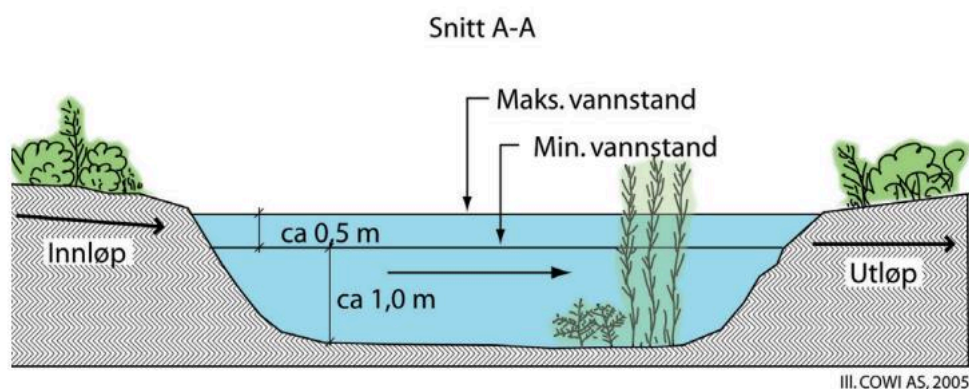
### 2.2.1 Sedimenteringsbasseng

Den nåværende mest brukte renseløsningen for AVV er store sedimenteringsdammer. Separeringen skjer ved hjelp av leirforingen i bunn av dammen eller siv i våtmarker. Denne typen renseløsning er effektiv, men forbeholder at det er partikulært stoff og at renseløsningen er riktig dimensjonert slik forurensningsstoffene ender i bassenget og ikke resipient. Ved uoptimale fysisk-kjemisk betingelser i vannet kan tungmetaller bli felt ut ved f.eks. surt vann og dermed vanskeligere å fjerne. Partiklers evne til å sedimentere bestemmes av egenvekt og størrelse som er gitt ved Stokes lov:

$$F = 6 * \pi * r * \eta * v$$

Der  $F$  er friksjonskraften som virker motsatt av partikkelens retning (ned i vannet),  $r$  er partikkelens radius (kuleformet),  $\eta$  er væskens viskositet og  $v$  er objektets hastighet (Åstebøl & Jacobsen, 2014).

Ulempen med denne løsningen er at sedimenterte stoffer akkumulerer og bygger seg opp på bunnen som risikerer at det skylles ut i naturen ved flom. Dette gjelder spesielt i dammer med mindre/ingen vedlikehold (Pitcher et al., 2004). Anbefalt driftsløp for et veldimensjonert basseng er fjerning av akkumulert sediment på bunnen i intervall på 5 – 10 år (Åstebøl & Jacobsen, 2014).



Figur 3: Illustrasjon av vått overvannsbasseng med dykket inn- og utløp 1m over bunn i bassenget.

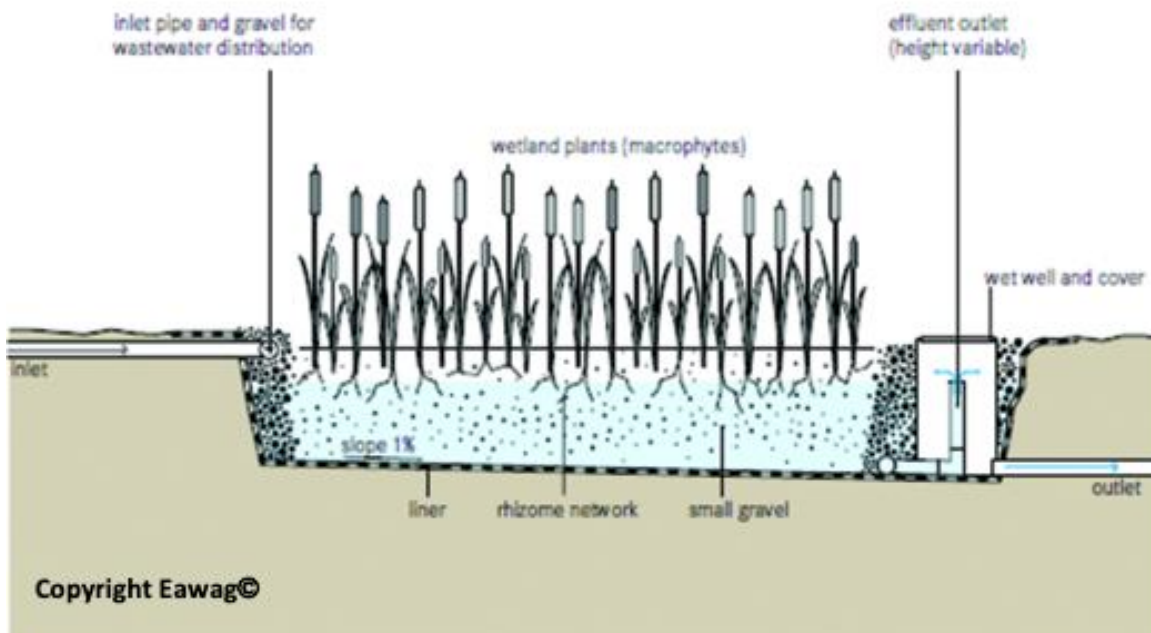
Figur laget av COWI AS og er hentet fra Statensvegvesens rapport nr. 295 (Åstebøl & Jacobsen, 2014).

Sedimentering er en renseprosess som kan benyttes i ulike løsninger. Figur 3 viser hvordan et typisk vått overvannsbasseng ser ut. Dykket innløp og utløp litt under overflaten for å sikre at partikler som er på vei til å sedimentere ikke blir med videre. Det anbefales fra Statens vegvesens rapport at bassengdybden ligger på 1 – 1,5 meter ved tørre perioder og 2 – 2,5 meter ved nedbørsperioder. Vanndybden settes ut ifra oksygenkonsentrasjonen som bør ligge på 4 mg/L, for å legge til rette for plantevekst (Åstebøl & Jacobsen, 2014).

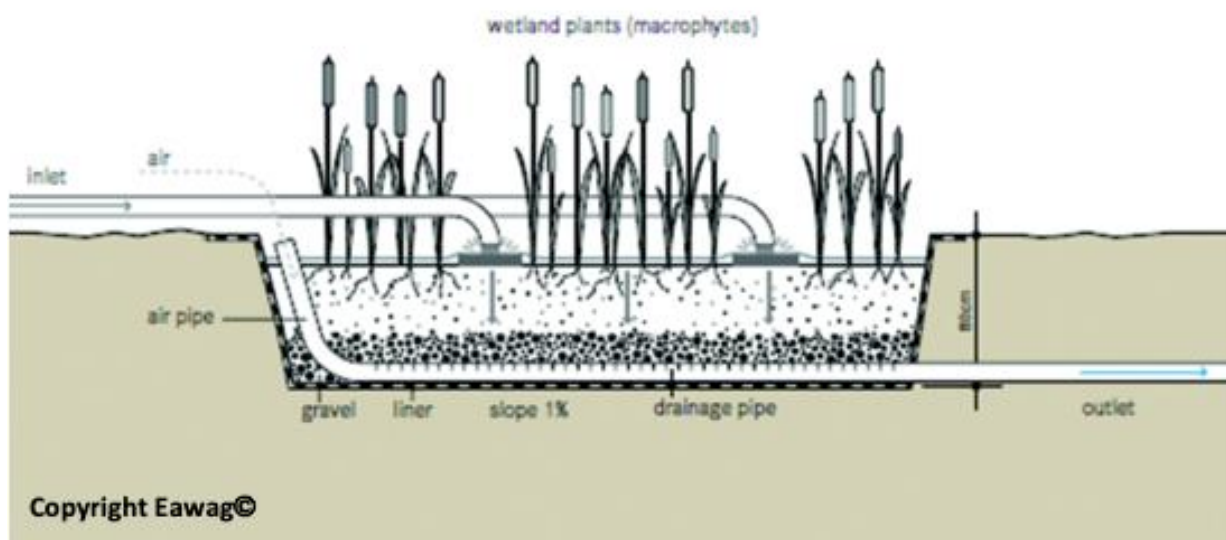
Tørre overvannsbasseng er en annen løsning som bygger på sedimentering. Renseprosessen er lik som i et vått basseng, men vannmengden i bassenget bestemmes av volumet fra avrenningsepisoden og er bare midlertidig (Åstebøl & Jacobsen, 2014). Avrenningens oppholdstid bestemmes av utløpet som er strupet og fungerer som et forsink og fordrøy tiltak som reduserer den hydrauliske belastningen på resipient under perioder med stor avrenningsvolum. For at sedimenteringsbassenger skal oppnå best mulig renseseffekt er det viktig at erosjon i grunnen i bassenget/dammen forhindres. Statens vegvesens anbefaler samme dimensjon for tørre basseng som våte, med bassengdybden på 1 – 1,5 meter. Lengde-bredde forhold på mellom 3:1 og 4:1. Grunnen er som nevnt avgjørende for renseseffekten og dette burde også forhindre ukontrollert infiltrasjon. Ved innløpet bør det være dempende tiltak for å oppnå driftssikker hastighet på vannet i bassenget (Åstebøl & Jacobsen, 2014)

Konstruert våtmark er en renseløsning som fungerer på de samme prinsippene som er nevnt, men kan utformes ulike måter etter behov. Konstruert våtmark med fritt vannspeil fungerer som et vått sedimenteringsbasseng med konstant vann i bassenget. Vannspeilet skal konstant holde mellom 15 – 30 cm uavhengig av nedbørsperioder eller ikke (Paus et al., 2013). Strømningsretningen er horisontal og tyngre partikler sedimenterer ilt. oppholdstiden i bassenget. Våtmarker er gjerne etablert med planter som tar opp nitrogen og fosfor i røttene. Våtmark kan også være uten fritt vannspeil med både horisontal og vertikal strømming. Våtmark med vertikal strømming fungerer mer som et infiltrasjonsanlegg.

Figur 4 illustrerer hvordan en konstruert våtmark med horisontal strømning er designet. For våtmark med konstant vannspeil er bunnen på marken senket med dykket utløp litt under vannspeilet. Figur 5 viser hvordan konstruert våtmark med vertikal strømning kan designes. Ser her ar det opereres mer som et infiltrasjonsanlegg kontra sedimenteringsbasseng som de to foregående våtmarkene gjør.



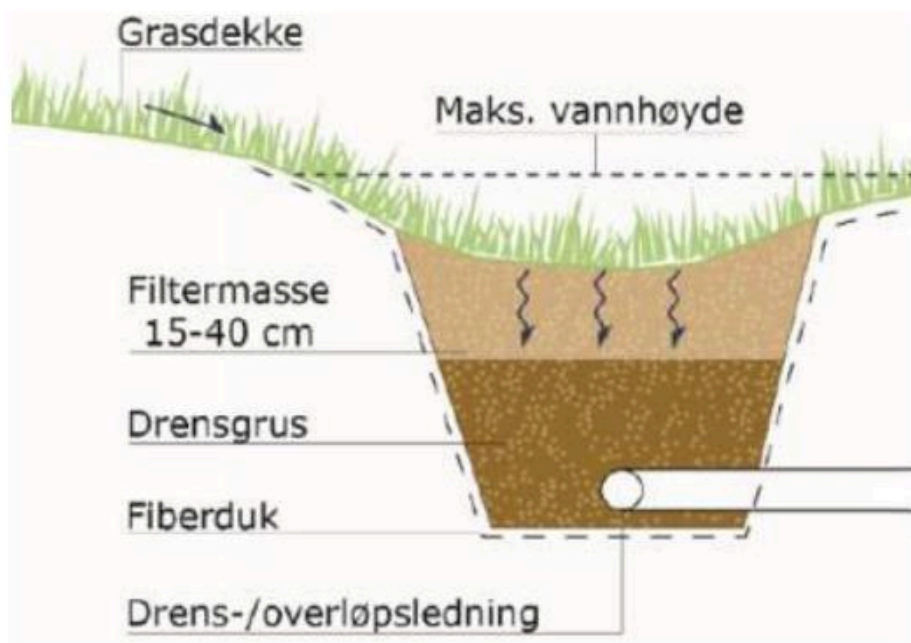
Figur 4: Konstruert våtmark med horisontal strømning uten konstant vannspeil.  
Illustrasjon er hentet fra EAWAG med tillatelse fra Christian Zürbrugg.



Figur 5: Konstruert våtmark med vertikal strømning.  
Illustrasjon er hentet fra EAWAG med tillatelse fra Christian Zurbrugg.

### 2.2.2 Infiltrasjon

Renseprosessen i infiltrasjonsløsninger omhandler både mekanisk, fysisk/kjemisk og biologiske. Mekanisk rensing fungerer ved at infiltrasjonsmaterialet fanger partikler i porene og holder dem tilbake. Fysisk-kjemisk rensing skjer ved at overflateladningen på materialet holder tilbake og binder fast kolloider med forskjellig ladning. Biologisk rensing i infiltrasjonsmasser skjer i biofilmlaget som dannes på overflaten og dette har kapasitet til å holde igjen og inaktivere bakterier og virus (Ødegaard, 2014). For metaller er det adsorpsjonskapasiteten og porestørrelsen til materialet som er mest effektiv. Materiale som er rik på Fe-, Al- og Ca (kalsium) forbindelser har typisk gode adsorpsjonsegenskaper. Ideelt sett påvirkes ikke infiltrasjonsmassens rensegrad av høyere saltnivå (grunnet strøing av veier og fortau) ila. vintersesongen (Pitcher et al., 2004).

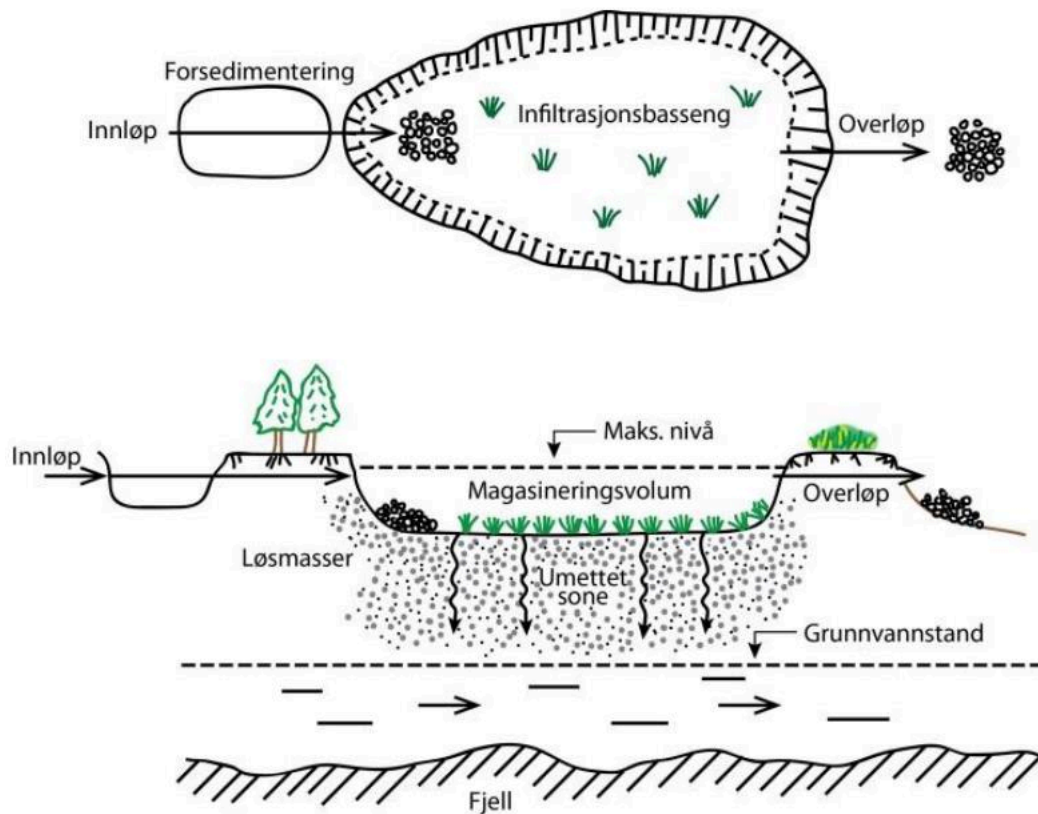


Figur 6: Eksempel på oppbygging av en filtergrøft. Et lite magasineringsvolum, filtermasse etterfulgt av pukk og fiberduk før drengledning.

Illustrasjon laget av COWI.

Kornstørrelse, porøsitet, spesifikk overflate og hydraulisk ledningsevne er de viktigste fysiske parameterne for et materiale som skal benyttes i et infiltrasjonsanlegg. Hydraulisk ledningsevne angir vannets evne til å bevege seg gjennom materialet. Fin sand (<1 mm) vil f.eks. ofte ha en dårligere ledningsevne enn grovere sand (>1 mm) (Ødegaard, 2014). Kontakttiden med filtermaterialet er viktig at ikke er hverken for kort eller for lang, for å

legge til rette for best mulige adsorpsjonsforhold. Kontakttiden bestemmes av materialets hydrauliske ledningsevne og tilført mengde vann. Med Darcy's lov kan strømmingen i den delen av materialet som er mettet av vann estimeres. Materiale anbefales å kunne levere 5 – 60 mm/time (Åstebøl & Jacobsen, 2014).



Figur 7: Illustrasjon av infiltrasjonsbasseng sett ovenfra og i tverrsnitt fra siden.

Illustrasjon er hentet fra Statens vegvesens rapport nr. 295 (Åstebøl & Jacobsen, 2014).

Infiltrasjon i grunn skjer gjerne på en av to måter:

- 1) Vannet ledes til et infiltrasjonsbasseng der det magasineres og renses via grunnen.
- 2) Vannet ledes til en infiltrasjonsgrøft, gjerne langs med veien.

Infiltrasjonsgrøfter krever mindre areal og transport av vannet i sammenheng med veiavrenning. Fordelen med infiltrasjonsbasseng er at de kan magasinere et visst volum og på den måten både fordrøye, men også rense. Figur 6 viser hvordan en infiltrasjonsgrøft langs ved veien kan bygges opp. Filtermassen kan være et filtermateriale, en blanding av fler osv.

Et perkolamagasin er et lukket infiltrasjonsanlegg. Våtmark med vertikal strømning (som illustrert i Figur 5) er lik designet som et perkolamagasin, men her er magasinet gravd ned med jord som dekker toppen av magasinet. Magasinet fylles med fiberduk og en type stein/filtermateriale.

## 2.3 Prestasjon av rensesystemer

Det er mange studier og rapporter på rensesystemer og andre rensesystemer/løsninger for behandling av AVV (Barbosa & Fernandes, 2009; Fronczyk, 2017; Hu et al., 2019; Paus et al., 2013; Pitcher et al., 2004; Åstebøl & Jacobsen, 2014). Spesielt de publiserte rapportene fra Statens vegvesen gir god indikasjon på rensesystemene da tallene er i henhold til nordisk klima. Likevel gjøres det mye forskning andre steder i verden der ulikt klima testes ut for de anleggene det sees på. I Tabell 7 er det en sammenstilling av forventet rensesystemer på de ulike løsningene iht. litteraturen.

Tabell 7: Sammenstilling av forventet rensesystemer (%) for ulike rensesystemer, rensesystemer og materiale.

Verdier fra Statens vegvesen (I) er hentet fra rapport nr. 295 (Åstebøl & Jacobsen, 2014).

Verdier fra Trafikverket er hentet fra rådsdokument om veivann i Sverige (Trafikverket, 2011).

Verdier fra Statens vegvesen (II) er hentet fra rapport nr. 195 under gjennomgangen av Sveits (Håøya & Storhaug, 2013).

Renseløsning		Rensesystemer (%) av stofftypene			
		Pb	Cu	Zn	Cd
Teoretisk maks. nivå for overvannsbasseng (Statens vegvesen I) etter gitt oppholdstid (døgn)	1/2	70	40	40	
	2	90	50	50	
Sjablongverdier for overvannsbasseng (Trafikverket)		40-80	30-70	30-80	10-50
Sjablongverdier for grøfter (Trafikverket)		30-80	10-90	15-90	10-50
Internasjonale erfaringer (Statens vegvesen I)		65-75	55-65	45-55	
Årsmiddelverdier fra Skullerud (overvanns-)basseng (Statens vegvesen I)		76	58	71	60
Infiltrasjon og filtrering (Statens vegvesen II)			A(>90%)	A(>90%)	



I tillegg til verdiene i Tabell 7 oppgis det fra Statens vegvesens rapport 295. at en teoretiske maksimale rensegraden for filtergrøft ligger på 35 – 70% for tungmetaller (ikke oppgitt spesifikke metaller). I samme rapport om tungmetaller er sandfilterbasseng satt til 60 – 80% kapasitet og for perkolamagasiner 95 – 99% (Åstebøl & Jacobsen, 2014). Disse verdiene er estimerte verdier med et større sprang som avgjøres av bl.a. hvilke operative forhold som er til stede.

Årsmiddelverdiene fra Skullerudbassenget (Tabell 7) er de eneste tallene som er fra et reelt rensesanlegg. Sammenlignet med andre oppgitte verdiene stemmer teorien bra med praksis. Det er lite spesifikke verdier for infiltrasjonsanlegg og som nevnt er spranget stort i de estimatene som finnes. I Sveits derimot er det utarbeidet et klassesystem for rensegraden til ulike løsninger som baserer seg på rensegraden til et system på utvalgte parametere (1.2.9 Sveits), og dette systemet er anbefalt å etableres i Norge (Håøya & Storhaug, 2013). Ut ifra denne modellen er infiltrasjon- og filterløsninger klassifisert som mest effektive (Klasse A). Det viser til konsentrasjoner i utløpet på  $>5 \mu\text{g/L}$  (Cu) og  $>10 \mu\text{g/L}$  (Zn) eller mer enn 90% fjerning av opprinnelig konsentrasjon i vannet før rensing. Miljødirektoratet klassifiserer nevnte konsentrasjoner som Klasse II (God) for Cu ( $5 \mu\text{g/L}$ ) og Zn ( $10 \mu\text{g/L}$ ) (Tabell 2).

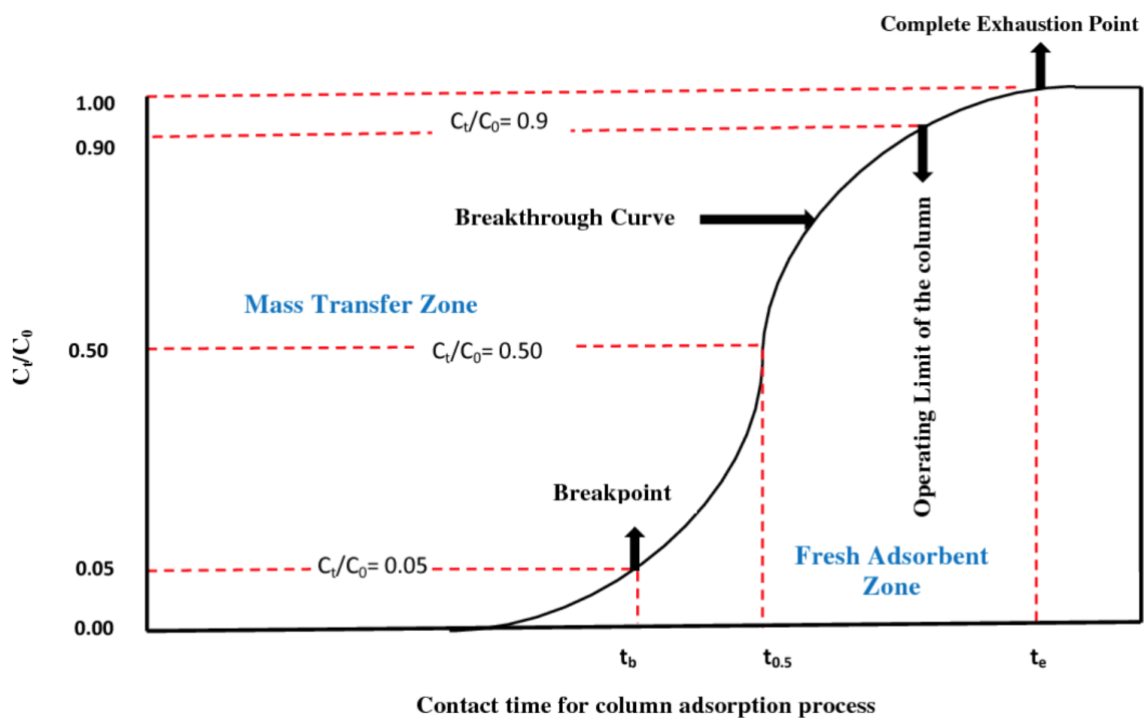
## 2.4 Filtermateriale

Filtermateriale er det som binder og/eller holder igjen partikler i infiltrasjonsløsninger og renses vannet mekanisk eller fysisk-kjemisk. Når det sees på et filtermateriales renseseffekt på et gitt metall brukes følgende formel for å regne ut den prosentmessige fjerning av opprinnelig konsentrasjon:

$$\% \text{ Fjerning av Metall} = \frac{C_i - C_x}{C_i} * 100$$

Der  $C_i$  er opprinnelig konsentrasjon av metallet i urensset vann og  $C_x$  er metallkonsentrasjonen i vannet etter rensing (Åstebøl & Jacobsen, 2014).

Filtermateriale har en viss kapasitet til å adsorbere partikler på overflaten eller mekanisk holde igjen partikler i porene. Når materialet er mettet vil større konsentrasjoner av forurensning komme forbi materialet. Derfor er den spesifikke overflaten og porøsiteten til materialet viktige egenskaper som vil si noe om kapasiteten og levetiden. Når materialet begynner å bli mettet vil utløp konsentrasjonen øke og det er gjennombrudd i materialets evne til å holde tilbake partikler. Når man får gjennombruddskurven er definerende på hvorvidt et materiale er egnet til dets tiltenkte bruk. Ved «Breakpoint» i Figur 8 er det punktet gjennombruddet antas å starte. Her er det satt ved at 5% av opprinnelig konsentrasjon i avløpsvannet. I teorien vil det til slutt utlignes og konsentrasjonen på utløpet er tilsvarende den opprinnelige (Zagorodni, 2007).



Figur 8: Teoretisk oppbygningen av en gjennombruddskurve for et filtermateriale.

Illustrasjon er hentet fra studie gjort på designparametere for gjennombruddskurve analyse (Chowdhury et al., 2014).

### 2.4.1 Silikater

Silikater eller silikatmineraler er den største gruppen mineraler og utgjør totalt 90% av jordskorpa (Pedersen, 2021). Lettklinker og zeolite er eksempel på aluminosilikater som har kjemisk formel:  $Al_2SiO_5$  der  $Al_2$  er aluminiumsulfat. Zeolite har en røff overflate og stor spesifikk overflate, men mindre mikroporer (Kang et al., 2019). Olivine er et magnesium jern

silikat. Olivine adsorberer metaller godt ved å danne indre sfære komplekser med metallet. Det motsatte er elektrostatiske krefter som binder ionet på overflaten som er typisk porøse adsorpsjonsmedia. Høyere pH i vannet er som kjent i sammenheng med graden av partikkelbundne metaller. Olivine har en pH på 10 – 11 og vil med det øke potensialet for rensing av tungmetaller. Korrelasjonen mellom pH og tungmetallers biotilgjengelighet er beskrevet i 2.1.1 Tungmetaller.

#### 2.4.2 Biokull

Granulært aktivt kull er et adsorpsjonsmateriale som er porøst og har en stor spesifikk overflate. Vanligvis har granulært kull en partikkeldiameter på mellom 0,5 – 3 mm og spesifikk overflate på 600 – 1700 m<sup>2</sup>/g (Ødegaard, 2014). Aktiveringen av kullet er prosessen for å oppnå den porøse strukturen. Kullet pyrolyseres (oppvarmes uten oksygentilgang på omtrent 700°C) før det tilsettes vanndamp som skaper porøsiteten og den spesifikke overflaten. Etter aktivering knuses kullet. For å få et filtermedia med bred kapasitet bør det benyttes kull i ulike fraksjoner. Det gjør at mindre partikler enklere vil binde seg i porene på den finere fraksjoneringen og større partikler til de grovere fraksjonene.

#### 2.4.3 Kompost

Kompost er restproduktet etter aerob nedbryting av organisk materiale. Det er ofte rikt på nitrogen, fosfor og Potassium (K). Studier gjort på kompost som adsorbent til fjerning av tungmetaller viste 97% fjerning for Zn og 92% fjerning for Cu (Seelsaen et al., 2006), lovende resultater for fjerning av Zn, Cu, Cd, Ni og Pb (Pennanen et al., 2020; Seelsaen et al., 2006). I studien fra Pennanen et al., 2020; ble et elektron mikroskopi brukt til å kartlegge porestrukturen til kompost. Det viste tilsynelatende svært lite porer i komposten, og den spesifikk overflaten ble satt til 2.14 m<sup>2</sup>/g (Pennanen et al., 2020). Sammenlignet med biokull og lettklinker (>600 m<sup>2</sup>/g) er dette relativt lavt og tyder på at kompostens adsorpsjonskapasitet bygger på kjemiske egenskaper. Kompost har muligheten til å binde metaller til amidgrupper som finnes naturlig i kompost.

## Kunnskapshull

Temaet avrenningsvann fra vei er ikke ferskt i henhold til litteraturen og forskning gjort på emnet. Derimot er det ikke like mye kunnskap om hva og hvordan den beste måten å håndtere dette på. Klimarapporter varsler om høyere temperaturer og mer intensive nedbør i tiden fremover (Miljødirektoratet, 2021; T. J. Bles et al., 2012). Samtidig er viktigheten av å fange opp å rense overvann fra vei vell dokumentert i forskning og studier gjort (Huber et al., 2016; Lerat-Hardy et al., 2022). Forurensningsspekteret i denne typen avløpsvann er stort og ringvirkningene på mennesker, vannforekomster og naturen er vel kjent. En grundig gjennomgang av praksis for håndtering av AVV i europeiske land visste at rensiltak både er nødvendig, men også lovfestet i hvert nasjonslover og i EUs vanddirektiv (EU, 2008; Håøya & Storhaug, 2013). Ulike typer sedimenteringsløsninger er mest brukt per nå. Allikevel viser infiltrasjonsløsninger seg til å både innfri renskrav, være mindre arealkrevende og kan anvendes i et bredt spekter av ulike løsninger.

Utfordringen er å finne data på prestasjon av de ulike renseløsningene kombinert med pris og anvendelighet. Teoretiske rensgrader kan ikke sees på som absolutte svar og dessuten varierer stort. En rekke filtermateriale er spesialprodusert med tanke på fjerning av tungmetaller. Porøse materiale med store overflateareal som godt adsorberer partikler finnes det mange av. Men det er lite kunnskap om hvorvidt filtermateriale kan anvendes og evt. utfordre dagens praksis for håndtering av AVV. Hovedfaktorene er renskapasitet, levetiden på løsningen og for å konkurrere må det være prisgunstig. Nåværende praktiserte løsninger leverer opp til dagens standard, men ideelt sett vil en infiltrasjonsgrøft som tilbyr de samme egenskapene gi mange fordeler. Kortere transport vei og mindre sjanse for vann på avveie, mindre arealkrevende og muligens billigere i den forstand at det vil være en større tilgjengelig renseløsning totalt sett i både urbane og rurale områder.

Eksperimentet i denne oppgaven er hovedsakelig for å kartlegge manglende erfaringer i temaet og hovedfokus vil være på følgende:

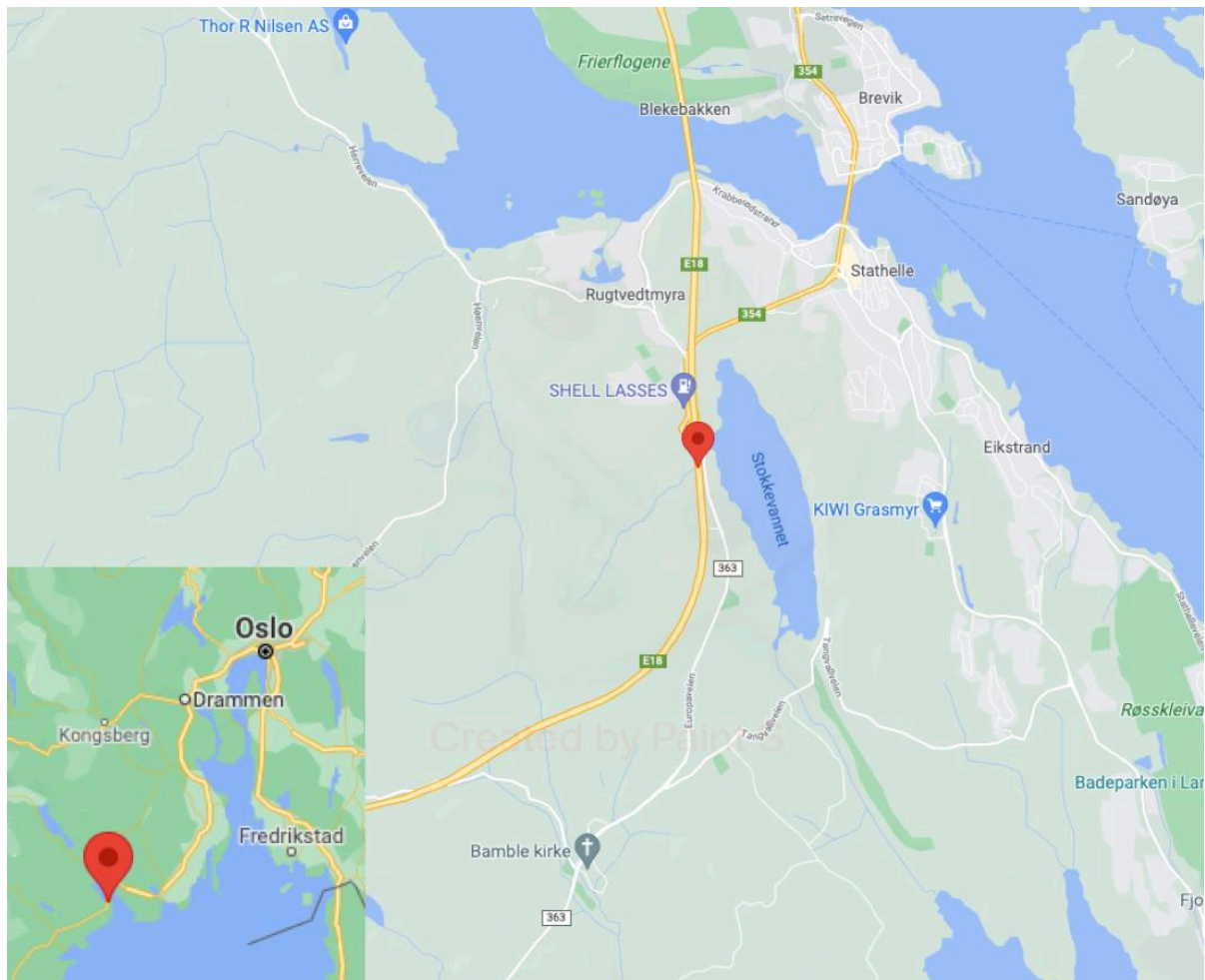
- Undersøke renskapasiteten til infiltrasjonsmaterialer for fjerning av tungmetaller, fra vei avrenning, med fokus på å implementere et optimalt materiale for infiltrasjonsgrøfter langs vei.

### 3. Materiale og metode

For å teste filteregenskapene til ulike filtermaterialer på tungmetaller er det blitt utført kolloneforsøk. Forsøket ble gjennomført med en modellvann løsning basert på tidligere forskning samt analyser på egne veivannsprøver fra prøveområdet. Det ble tatt prøver av AVV på teststasjonen i Bamble som ble analysert på NMBU sin lab. Basert på resultatene kombinert med tidligere forskning ble metallene Zn, Cu, Ni, Pb og Cd valgt til modellvann løsningen. Kolonneforsøket ble gjort på labben til AqC med 9 kolonner bestående av ulike materialer. Prøver ble tatt av modellvannet før rensing, ved utløpet til hver kolonne på gitt tidspunkt. En prøve (blank) med springvann ble tatt på samme tidspunkt som modellvannløsningen ble laget. Blank prøvene ble skylt gjennom den tiende kolonnen som er identisk med de ni andre, men uten filtermateriale. Doseringen og sammensetningen av filtermateriale i kolonnene er vist i tabell i vedlegg A. Målet med forsøket var å kunne karakterisere adsorpsjonsegenskapene til ulike filtermaterialer og deretter se på hvorvidt materialene og blandingene som er testet er egnet til å brukes i infiltrasjonsløsninger til rensing av AVV i veigrøfter.

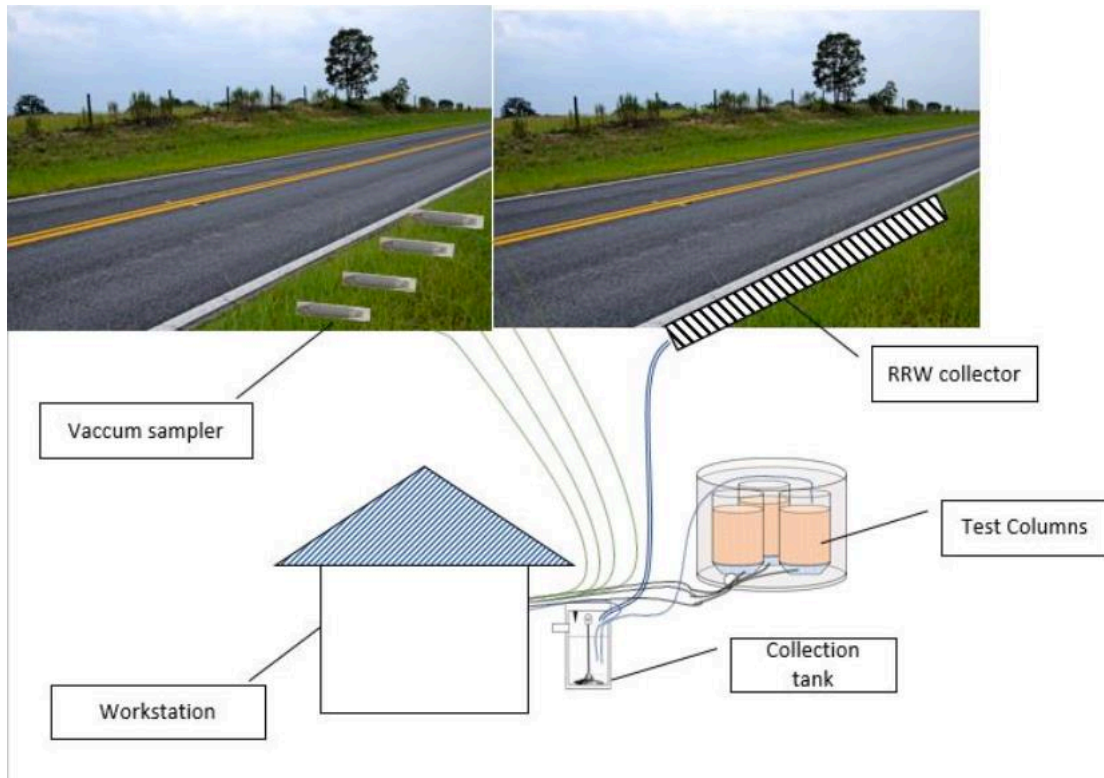
#### 3.1 Testområde og prøvetaking

Teststasjonen ligger langs E18, vest for Stokkevannet og syd for Bambletunnelen. Selve stasjonen er plassert mellom E18 og Europaveien 363. Avrenningsvannet samles opp fra E18 via oppsamlere langs nordgående kjøreretning. Det er to ulike type vannprøver som tas opp i teststasjonen. Majoriteten av vannprøvene er avrenningsvann som samles direkte via en 20 meter lang renne langs veien. Den andre typen vannprøver har vært gjennom en naturlig filtreringsprosess i bakken. En infiltrasjonsgrøft ligger i veiskulderen med vakumopsamlere under bakken.



Figur 9: Kart over teststasjonens plassering (Google Maps, 2022)

Figur 10 er en illustrasjon som viser oppbygningen til teststasjonen. Til venstre i figuren er en illustrasjon av infiltrasjonsgrøften. Til høyre vises vannrenna og hvordan teststasjonen er bygd opp. Avrenningsvannet fra renna ledes til en kum hvor vannet deretter pumpes inn til en oppsamler. De infiltrerte vannprøvene ledes rett til oppsamler.



Figur 10: Illustrasjon av teststasjonen (laget av COWI).

En ruletsamler ble programmert til å ta 24 vannprøver med gjentakintervall på en prøve daglig, henholdsvis kl. 00:00 den gitte dagen vannprøven tas. Volumet på prøvene bestemmes av tilført vann de foregående 24 timene. Prøvene samles i plastikkflasker. Disse er på forhånd tilført 2 mL  $\text{HNO}_3$  syre. Deretter er vannprøvene fraktet fra teststasjonen i Bamble til NMBU, der prøvene ble lagret på kjølerom med temperatur  $4\text{ }^\circ\text{C}$ , inntil videre forberedelser til analyser og forsøk ble gjort.

## 3.2 Parametere

Fire ulike parametere ble målt igjennom forsøksperioden. De tre første parameterne ble målt direkte ved prøvetakning under forsøkene. Metaller ble målt ved analyser på labben etter forsøk. Turbiditet ble vurdert, men anslått til å ikke være hensiktsmessig da modellvannet og vannprøvene før og etter rensing beholdt klarheten.

### 3.2.1 pH, konduktivitet og temperatur

Parameterne pH, konduktivitet og temperatur ble målt hver gang et nytt sett med prøver ble tatt under forsøket. Et WTW MultiLine® Multi 3620 IDS SET KS1 apparat målte alle de tre parameterne direkte. Dette ble gjort i AqC sin lab der forsøket ble gjennomført.

### 3.2.2 Metaller

Metallsammensetningen i vannet er primært det forsøket baseres på. Et ICP-MS (induktivt koblet plasmamassespektrometri) apparat ble brukt til å karakterisere grunnstoffene i vannprøvene. Kalibreringsrapporten for ICP-MS ligger i Vedlegg D: ICP-MS Kalibreringsrapport. Dette ble benyttet i analysene på vannprøvene fra teststasjonen og prøvene fra forsøket. Alle vannprøver ble tilsatt HNO<sub>3</sub> syre som fortrinn før ICP-MS. AVV fra teststasjonen ble tilsatt på oppsamlingsflaskene på forhånd for å forhindre utfelling i oppbevaringstiden. Prøver fra forsøket ble tilsatt 2% konsentrert HNO<sub>3</sub>. Før ICP-MS ble alle prøver tilsatt internstandard på labben. Vannprøvene fra vei ble også filtrert gjennom et glass microfiber (1,2 µm) filter fra VWR før grunnstoffanalyse.



### 3.3 Egenskaper til filtermateriale

Kolonneforsøket ble gjennomført med ulike sammensetninger av fem forskjellige materialer. Sand med kornstørrelse 1-2 mm ble brukt som kontroll og miks i flere av kolonnene.

#### 3.3.1 Jord og kompost

Kompost ble brukt i tre ulike blandinger i forsøket, i kolonne 7-9. Disse blandningene med kompost og sand innfrir Statens vegvesens krav om at det skal være 5% moldinnhold i grøftefyllingene. Dette er for å legge til rette for vekst og liv (Statens vegvesen, 2018). Sand og kompost blandningene var henholdsvis 50:50, 75:25 og 95:5 forhold (i gram). Disse ble blandet jevnt. Forholdet 95:5 er Statens vegvesens minimum anbefaling til moldinnhold. De to andre forholdene er for å sammenligne renseeffekten i mot anbefalingen.

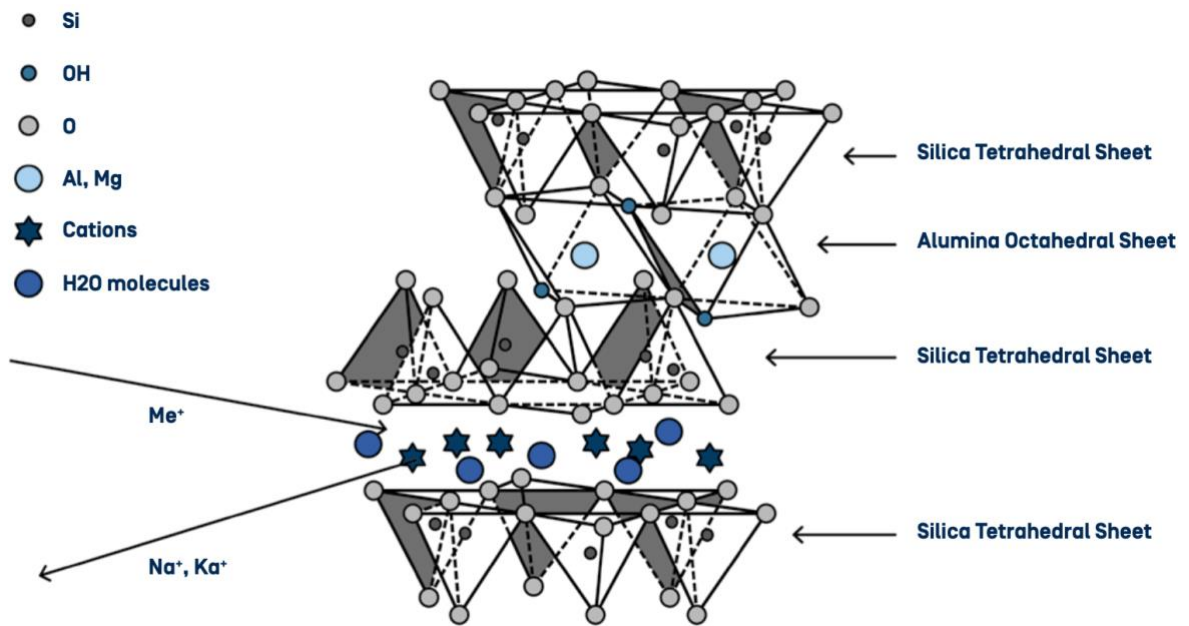
#### 3.3.2 Filtralite HMR

LECA produktet FILTRALITE HMR er spesiallaget til fjerning av oppløste metaller i vann fra veier, tunneler, gruver, skytebaner, agrikultur, industri avløp osv. Leiren består av aluminasilikater og kalk som er behandlet på rundt 1200°C før knusing og siling. Stor spesifikk overflate gir god sorpsjonskapasitet for ladde partikler (kationisk utvekslingskapasitet). Fysio-kjemisk bindingskapasitet ved adsorpsjon på overflaten og porøs struktur som fysisk holder tilbake partikler er viktige egenskaper til rensing ved infiltrasjon. Partikkelstørrelsen er på mellom 0,5-2 mm (Tabell 8) som gir et bredt intervall i rensegrad av partikler.

Tabell 8: Produktinformasjon om Filtralite HMR

<b>Partikkelstørrelse</b>	0,5 – 2 mm
<b>Romvekt (tørr tilstand)</b>	700 kg/m <sup>3</sup>
<b>Partikkeltetthet</b>	1900 kg/m <sup>3</sup>
<b>Spesifikk overflate</b>	40 m <sup>2</sup> /g

Den kjemiske oppbygningen av HMR illustreres i Figur 11. Kationene mellom de tetraedriske strukturen bindes sterkt av materialet.



Figur 11: Skjematisk tegning av Filtralite HMRs oppbygning (Filtralite, 2021).

### 3.3.3 Blueguard®G

Olivine produktet Blueguard®G er et filtermateriale med stor kapasitet til fjerning av tungmetallene Cu, Zn, Pb, Sb, Cd, Ni og Cr grunnet stor og aktiv overflate (SIBELCO, 2022). Spesifikk produktdata er gitt i Tabell 9. Noe grovere korn sammenlignet med HMR, men mindre spesifikk overflate.

Tabell 9: Teknisk data for Olivine Bluegard®G (SIBELCO, 2022)

Partikkelstørrelse	<b>1 – 3 mm</b>
Romvekt (tørr tilstand)	1500 kg/m <sup>3</sup>
Volum vekt	600 m <sup>3</sup> /kg
Spesifikk overflate	2 m <sup>2</sup> /g
pH	11-12

### 3.3.4 Jordmiks med kompost og biokull

Jordmiksen er spesiallaget og håndblandet av Norgesjord. Produktdata på jordmiksen:

- **Volumvekt:** 520 kg/m<sup>3</sup>
- **pH:** 7,4
- **Mold innhold:** 32%

Adsorpsjonsegenskaper til kompost og biokull står nærmere beskrevet i 2.4.3 Kompost og

2.4.2 Biokull.

I kolonneforsøket ble denne blandingen brukt alene i en kolonne.

### 3.4 Statistisk analyse

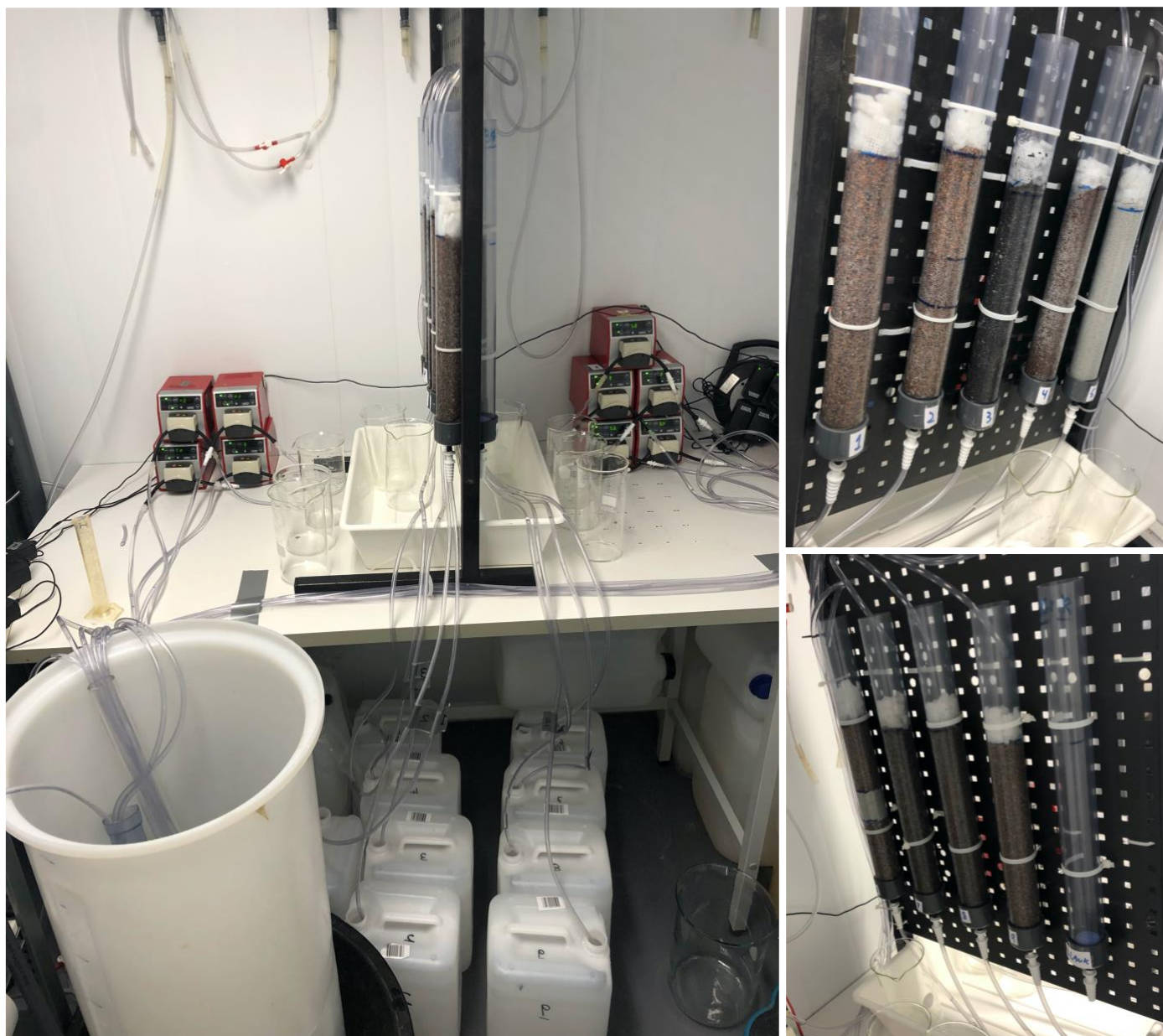
Statistisk analyse ble gjort med programvare for å kategoriserer korrelasjonen mellom metallene som ble funnet i vannprøver fra teststasjonen og vær- og trafikkdataen. Tabell over vannprøvene fra teststasjonen vises i Vedlegg A: . Totalt ble 46 vannprøver fra teststasjonen analysert. Trafikkdata (ÅDT) for prøvetakningsperioden er hentet inn fra Statens vegvesens trafikkdata for Bambletunnelen. Værdata (døgnedbør og temperatur) er hentet fra meteorologisk stasjon i Porsgrunn (Ås) via Norsk Klimaservicesenter.

### 3.5 Kolonne eksperiment

For å teste adsorpsjonsegenskapene til de utvalgte filtermaterialene er det gjort kolonne tester. Disse ble utført i konstant temperatur ( $16 \pm 1$  °C) på labben til COWI. Temperaturen tilsvarer gjennomsnittstemperaturen i Oslo i sommermånedene (av tidsmessige årsaker ble ikke lavere temperaturer testet). Kolonnene som ble benyttet er av plastikk, typen PE (polyethylene). Diameteren på en kolonne pakket med filtermateriale skal overgå  $>10$  ganger partikkeldiameteren (ideelt sett  $>50$  ganger). Høyden på kolonnene skal være  $>4$  ganger kolonnens diameter. Dimensjonen på en kolonne er 50 cm høy og 4,8 cm innvendig diameter. Til forsøket er filterbedhøyden i kolonnene 30 cm. De initiale kravene er oppfylt ut ifra dimensjonene.

Volumet til filterbedet i en kolonne er 0,54 L (gitt at filtermaterialene har tilsvarende tetthet). Innløpet i kolonnen er på toppen slik at renseprosessen skjer nedstrøms. Dette anlegget ble kjørt nedstrøms kolonnen og uten tilbakespyling, som er tilsvarende praksis i en infiltrasjonsgrøft. Hule plastikkbrikker ligger på toppen av filterbedet og sprer volumet på filterbedets overflate. Samme materialet ligger i bunn av kolonnen med et stoffstykke over som hindrer filtermaterialet å bli dratt ut av kolonnen.

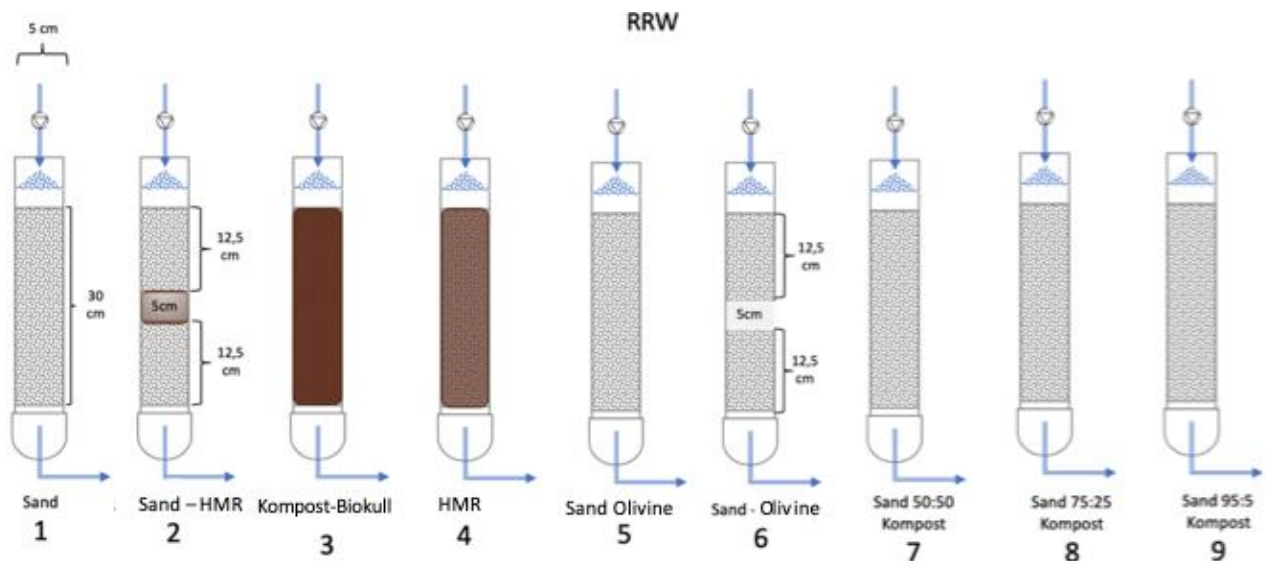
I forsøket benyttes 10 kolonner som settes opp slik som illustrert i Figur 12. Sammensetning av materiale og forhold vises i Figur 13. Springvann ble tilsatt for å skylle og gjøre filtermaterialet klart til forsøket, det ble kjørt tilsvarende 20 bed volum som fortinn. Deretter startet pumpene å kjøre med modellvann løsningen. Forsøket ble kjørt 24 timer i døgnet over 9 dager med konstant volumstrøm.



Figur 12: Oppsett av kolonneforsøk.

Modellvannet ble pumpet fra en 100L tank til toppen av kolonnene. Volumstrømmen ble satt til 0,25 l/h og ble styrt av peristaltiske pumper. Det tilsvarer omtrent 0,13 m/h. Statens vegvesen anbefaler at infiltrasjonsmassen har en hydraulisk ledningsevne på mellom 5 – 60 mm/time (Paus et al., 2013). I forsøket overgås dette pga tidsmessige årsaker. Verdien av filterkapasiteten og evt. ved når det oppstår gjennombrudd i kolonnene er av høyere verdi. Over ni operasjonsdager vil 0,25 l/h ha tilført hver kolonne totalt 90 filterbed volum med modellvann. Totalt ble ni peristaltiske pumper benyttet, en til hver kolonne og alle ble kalibrert individuelt på forhånd (se vedlegg A for usikkerhet). Volumstrømmen skal heller ikke overstige filtermaterialenes operasjonskrav om anbefalt dosering. I dette forsøket var

volumstrømmen betydelig lavere enn filtermaterialenes kapasitet som er det viktigste. Med gitt volumstrøm måtte en ny løsning blandes hver andre dag. Bestemt dose av metal klorid saltene til Zn, Cu, Pb, Ni og Cd ble blandet inn i tanken. Doseringen ble bestemt ved hjelp av LOD (deteksjonsgrensen) til metallene ifra ICP-MS og tilstandsklasser på de ulike metallene beskrevet av Miljødirektoratet og EUs vanddirektiv. Dette for å skape et «worst case scenario» og for å kunne tydelig finne kapasiteten til filtermaterialene (lave konsentrasjoner ville gått under deteksjonsgrensen på samtlige prøver).



Figur 13: Oppsett av kolonnene med filterbed høyde 30 cm.

Kolonne 1: Sand med kornstørrelse 1-2 mm.

Kolonne 2: Sand og Filtralite HMR lagvis, 12,5 cm gange to med 5 cm Leca i midten.

Kolonne 3: Jordmiks med aktivt kull spesialblandet fra Norgesjord. Kolonne 4: Filtralite HMR. Kolonne 5: Olivine.

Kolonne 6: Sand og Olivine lagvis, 12,5 cm gange to med 5 cm Olivine i midten.

Kolonne 7: Blandet sand og kompost 50:50. Kolonne 8: Blandet sand og kompost 75:25. Kolonne 9: Blandet sand og kompost 95:5. Kolonne 7-9: Forhold etter vekt.

Vannprøver ble gjort i fire omganger hver dag. En vannprøve samles direkte fra utløpet til kolonnene om morgningen, midt på dagen og ved ettermiddagen. I tillegg ble det tatt en prøve av vannet som hadde blitt samlet opp ilt. natten. Halvveis i forsøket ble prøvene fra de fire første nettene analysert med ICP-MS. Ut ifra resultatene ble det bestemt hvilke prøver som skulle analyseres i neste runde. For prøvene der det ble observert gjennombrudd ble tidligere prøver analysert for å få finne eksakt når gjennombruddet for det gitte elementet oppstår. Samme prosess ble gjentatt for de fem neste dagene i forsøket.

Konsentrasjonen på de analyserte vannprøvene, doseringsnivåene til modellvannet og målte parametre finnes i Vedlegg B: Data fra kolonneforsøk.



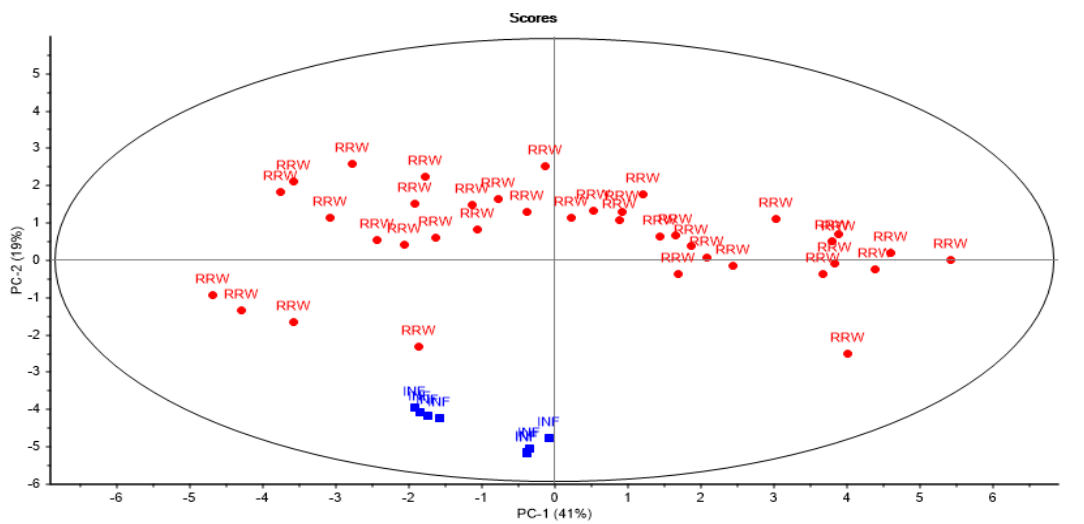
## 4. Resultater og diskusjon

Resultater fra analyser og resultater vil bli lagt frem i hovedsakelig to grupper. En statistisk analyse er gjort på prøver og data fra teststasjonen på AVV. Deretter vil resultatene fra kolonneforsøket presenteres. Fra kolonneforsøket er det blitt sett på gjennombruddskurver i to ulike scenarioer. Først sees det på hvordan de ulike kolonnene presterer i forhold til hvert element. Deretter en gjennomgang av kolonnene hver for seg for å studere hvordan filtermateriale håndterer de ulike elementene sett i sammenheng. Til slutt kommer pH utviklingen i utløpsvannet og hvordan pH har påvirket prosessen i kolonnene.

### 4.1 Statistisk analyse

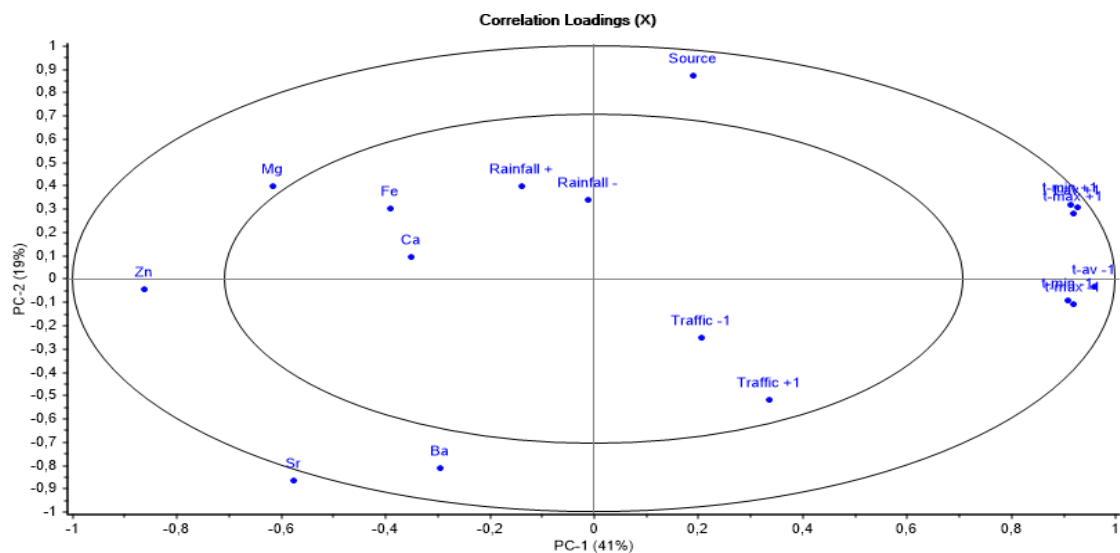
Alle resultatene fra statistisk analyse på datasettet ligger i Vedlegg A: PCA og analysesvar fra teststasjon. Ser kun på et tilfelle ved analysen grunnet lite korrelasjon i andre sett med data.

Figur 14 viser et tydelig skille mellom de to typene av vannprøver, henholdsvis direkte avrenningsvann (RRW) og infiltrert vann i veiskulderen (INF).



Figur 14: Kilder for PC-1 og PC-2.

Figur 15 viser faktorene ÅDT, værdata og stoffer i vannet. Det er negativ korrelasjonen mellom temperatur og Zn. Desto høyere maks temperatur målt på værstasjonen desto mindre konsentrasjon av Zn er funnet i avrenningen. Ser også at det er mindre av Sr og Ba i INF prøver kontra RRW.

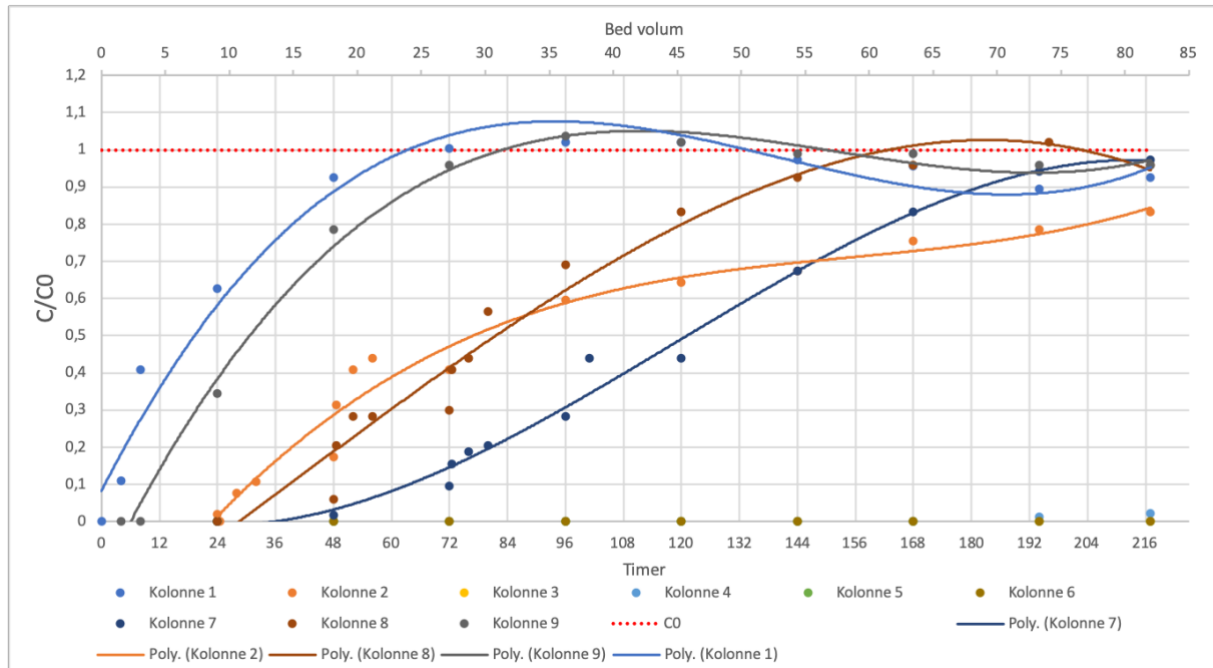


Figur 15: Korrelasjons loading for PC-1 og PC-2.

Grunnet lite data kan man ikke si altfor mye om korrelasjonene mellom faktorene. Det ble kun analysert 46 vannprøver fra teststasjonen i mellom et tidsintervall på tre måneder. Et ICP-MS apparat ble brukt til å analysere vannprøvene. Alle resultater og prøvesvar ifra analysen og ICP-MS finnes i Vedlegg D: ICP-MS Kalibreringsrapport. Mange av elementene havnet under LOD og LOQ og vil ikke kunne brukes i analyse. Sammenlignet med Miljødirektoratets tilstandsklasser var disse deteksjonsgrensene relativt høye og det er stor usikkerhet på hva den faktiske konsentrasjonen i vannet er. Dette gjør også at de statistiske resultatene blir lite tydelig grunnet få faktorer.

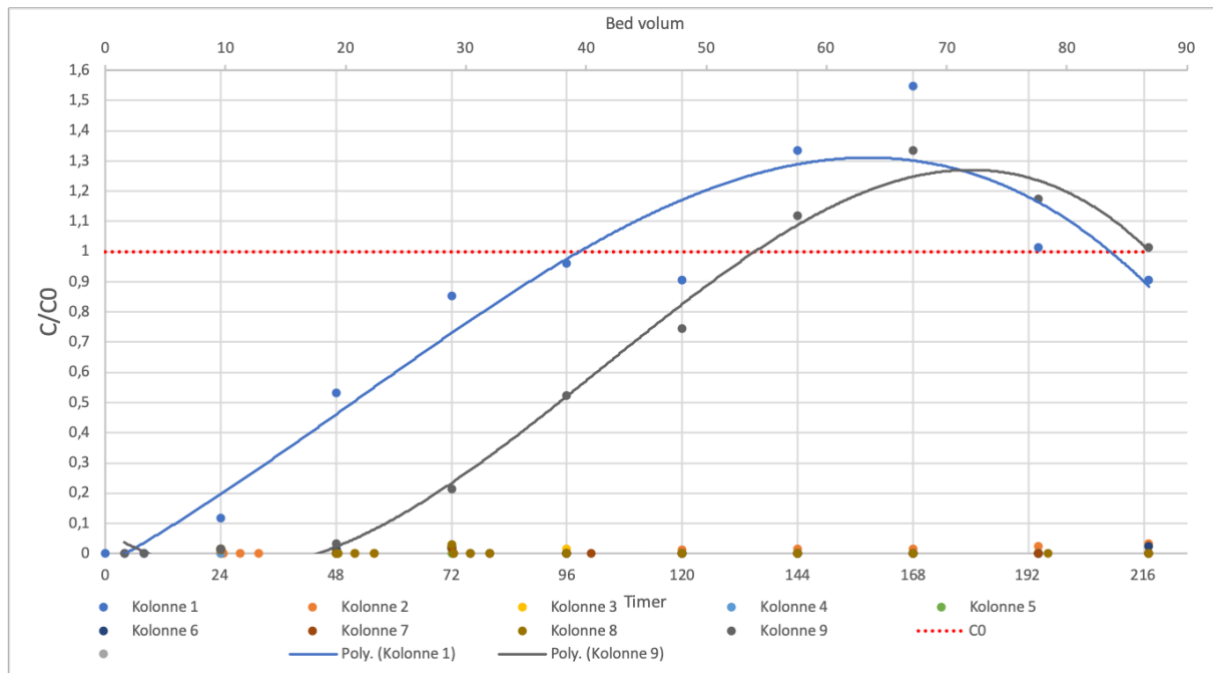
## 4.2 Gjennombruddskurver for elementene

Nedenfor blir den totale renskapasiteten av hvert element presentert. Hver kolonnes oppbygning i kolonnene av et eller flere materialer og deres masse er spesifisert i Vedlegg B: Data fra kolonneforsøk.



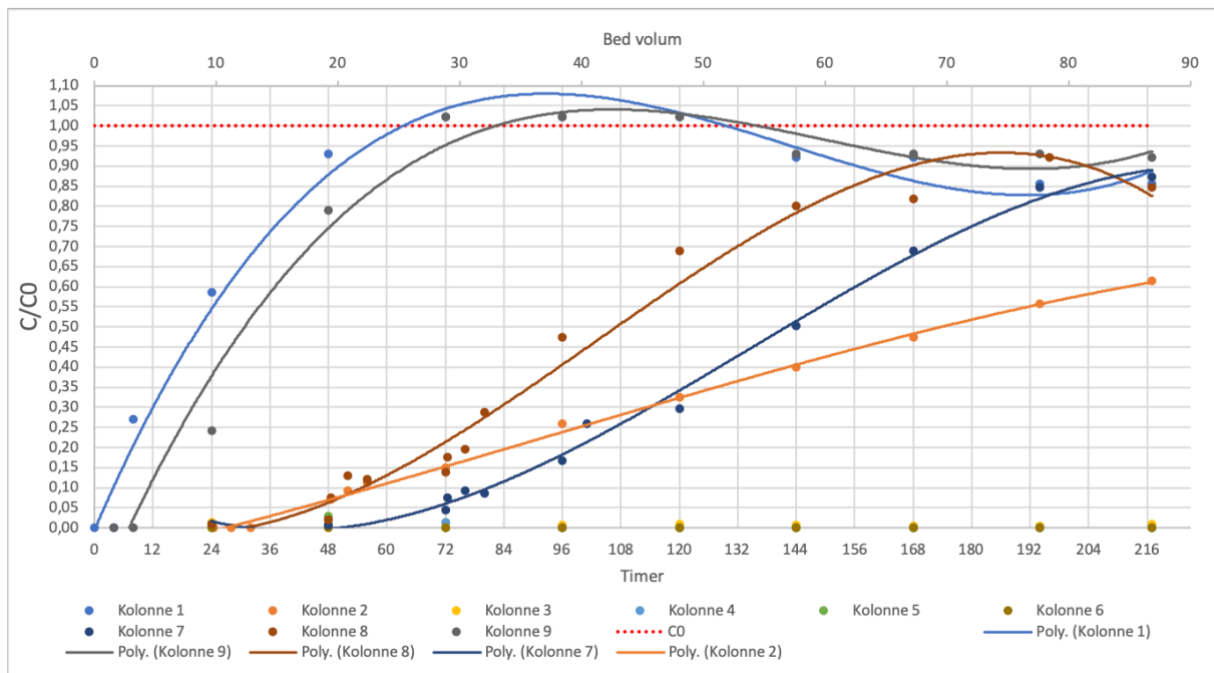
Figur 16: Gjennombruddskurven i hver kolonne for Ni etter prosent fjerning. Kurvene beskrives av en grad 3 polynom funksjon basert på målte utløpskonsentrasjoner til gitt tid og volum.  $C_0$  er gjennomsnittet av målte konsentrasjoner (637,5 ug/L) for modellvannet før rensing der  $y = 1$  tilsvare teoretisk maks kapasitet til kolonnen.

Figur 16 viser rensgraden for Ni til de ulike kolonnene. Kolonne 3-6 når aldri gjennombrudd. Null punktene her er ikke faktiske verdier, men ukjent pga verdiene ligger under LOD og LOQ etter ICP-MS analyse. Kolonne 1 og 9 når grenseverdien først. Disse har størst innhold av sand, henholdsvis 100% og 95%. Ser at kolonne 9 med 5% kompost innhold presterer bedre og når ikke grenseverdien før ti timer senere kontra kolonne 1. Kolonnene 7 og 8 med 50% og 25% innhold av kompost viser også at økende kompost innhold er ekvivalent med større kapasitet av Ni. Kolonne 2 er den første av de resterende uten sand-kompost miks som får gjennombrudd. Her er det et lag med Filtralite HMR. Kurven er derimot slak og ved forsøksslutt på dag ni er utløpskonsentrasjonen på omtrent 80%.



Figur 17: Gjennombruddskurven i hver kolonne for Cu etter prosent fjerning. Kurvene beskrives av en grad 3 polynom funksjon basert på målte utløpskonsentrasjoner til gitt tid og volum. C0 er gjennomsnittet av målte konsentrasjoner (187,5 ug/L) for modellvannet før rensing der  $y = 1$  tilsvarer teoretisk maks kapasitet til kolonnen.

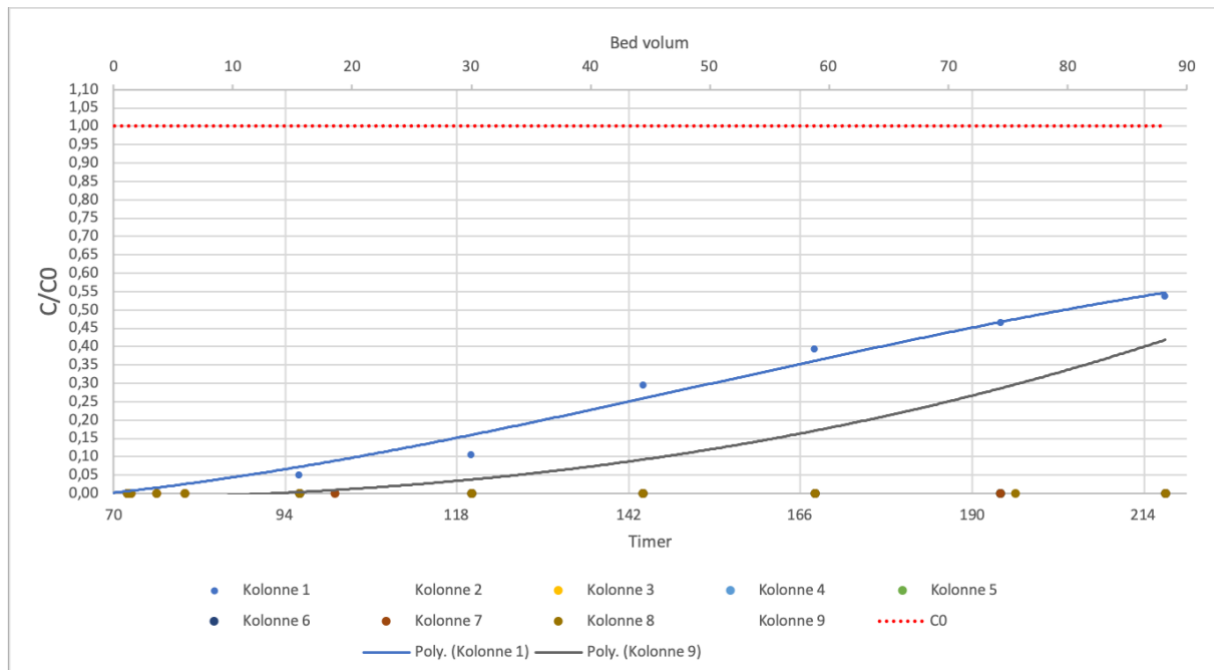
Gjennombruddskurvene til kolonne 1 og 9 for Cu er vist i Figur 17. Sammenlignet med Ni tar det lengre tid før utløpskonsentrasjonen når grenseverdien, henholdsvis 96 timer. For de resterende kolonnene er tilfelle det samme som beskrevet tidligere. Nullpunkt vises pga. LOD og LOQ grenser. Utløpskonsentrasjonen som ble målt i kolonne 1 og 9 ved time 168 er over 50% og 30% høyere enn innløpskonsentrasjonen. Det kan tyde på at sand og kompost er selektive adsorpsjonsmidler. De første fem dagene viser en jevn rensegrad. Det som deretter skjer er at når større deler av materialet er mettet vil metaller som typisk Pb og Cd ta plassen til Cu som er svakere bundet. Cu vil da føres lenger ned i kolonnen før det til slutt ender i utløpet. Verdiene ved time 168 tilsvarer da ikke bare innløpskonsentrasjonen, men også tidligere adsorbent Cu fra dagene og som nå er vasket ut av filtermaterialet. Det kreves mer data for å kunne fastslå dette helt sikkert, men vil være en relativt sannsynlig årsak til de høye konsentrasjonene.



Figur 18: Gjennombruddskurven i hver kolonne for Zn etter prosent fjerning. Kurvene beskrives av en grad 3 polynom funksjon basert på målte utløpskonsentrasjoner til gitt tid og volum. CO er gjennomsnittet av målte konsentrasjoner (1075 ug/L) for modellvannet før rensing der  $y = 1$  tilsvarer teoretisk maks kapasitet til kolonnen.

Figur 18 viser gjennombruddet i kolonnene for Zn. Uten at grenseverdien blir nådd illa. forsøksperioden ser man at kolonne 2, 7 og 8 i tillegg til kolonne 1 og 9 slipper igjennom større konsentrasjoner av Zn. Det er tilsvarende mønster i grad av rensing av Zn som for Ni.

For Cd er det igjen tilsvarende mønster som Figur 16 og Figur 18. Som forventet er det kolonne 1, 9, 8 og 7, i gitt rekkefølge, som har dårligst kapasitet. Ser også at kolonne 2 med lagvis sand og Filtralite HMR måler omtrent 30% av innløpskonsentrasjonen (1100 ug/L) etter rensing ved time 108.

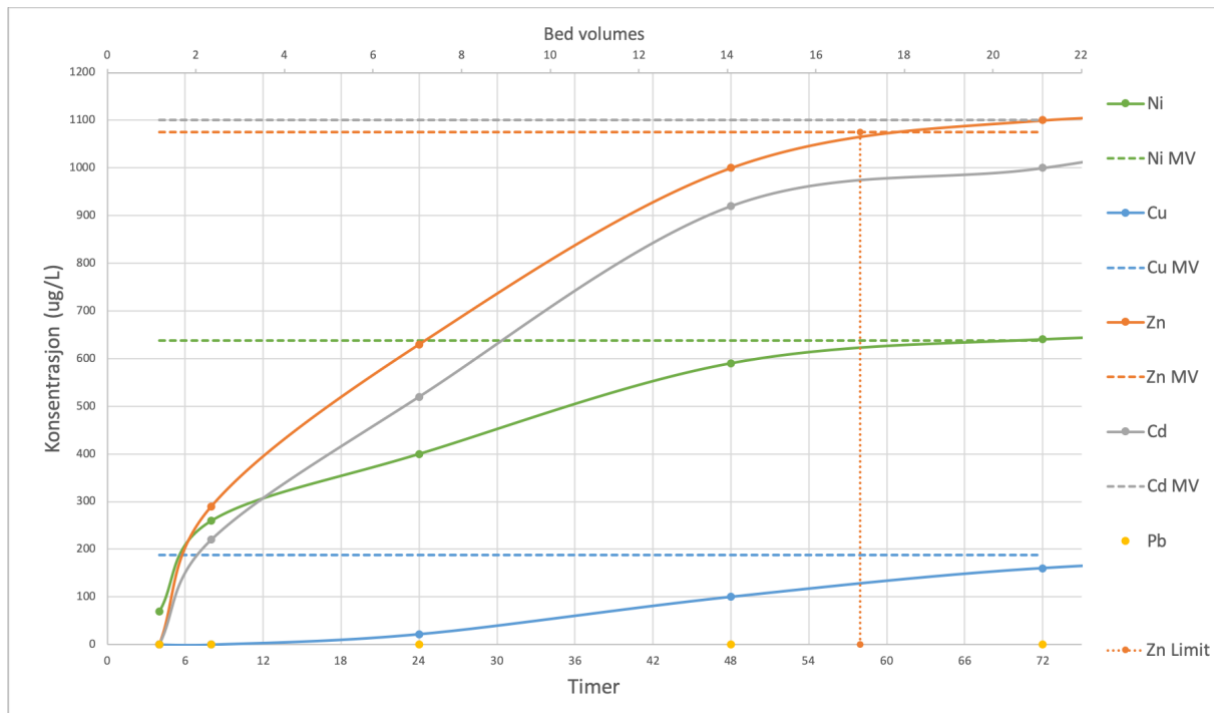


Figur 19: Gjennombruddskurven i hver kolonne for Pb etter prosent fjerning. Kurvene beskrives av en grad 3 polynom funksjon basert på målte utløpskonsentrasjoner til gitt tid og volum.  $C_0$  er gjennomsnittet av målte konsentrasjoner (280 ug/L) for modellvannet før rensing der  $y = 1$  tilsvarer teoretisk maks kapasitet til kolonnen.

Det eneste metallet som ikke nådde utløpskonsentrasjonen i noen av kolonnene var Pb. Figur 19 viser at kun 55% av konsentrasjonen ble målt ved siste prøvetakning på dag 9. Dette er svært bra med tanke på at det kun er sand i kolonnen. For Kolonne 9 var tilfelle i underkant av 45%. De resterende kolonnene holdt tilbake bly konsentrasjoner helt ned til LOD og LOQ for hele forsøket.

### 4.3 Gjennombruddskurver og grenser for kolonnene

Har til nå sett på hvordan kolonnene yter opp mot hverandre i henhold til ett og ett metall. Med hensyn til forurensningenes påvirkning på resipient eller annet nærliggende miljø kan må det også tas i betraktning hvordan en kolonne håndterer alle forurensninger i samme tidsintervall.



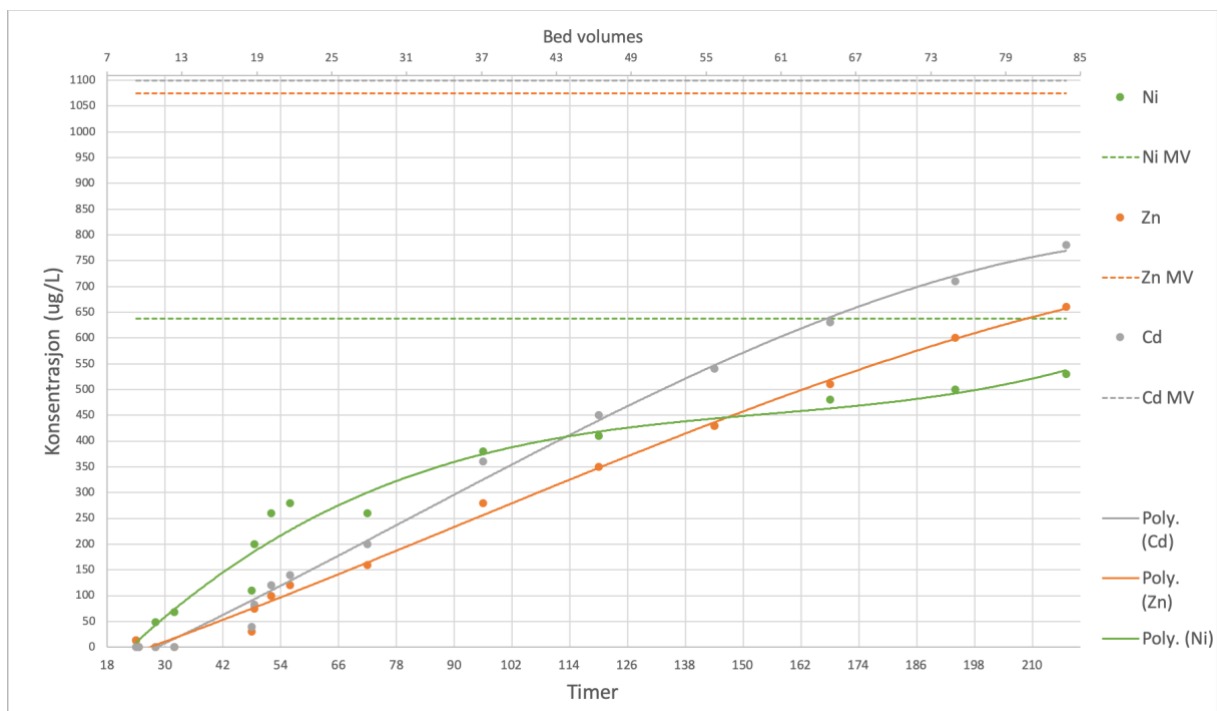
Figur 20: Gjennombruddskurver til de ulike metallene i kolonne 1. Alle metalls innløpskonsentrasjon er markert med striplet linje i metallens fargeanvisning. Kurvene er målte verdier med utjevnet linje. Zn Limit viser punktet utløpskonsentrasjonen av Zn når innløpskonsentrasjonen.

Det første metallet som måler innløpskonsentrasjonen etter rensing er Zn (Figur 20). Den markeres med en loddrett grense for å bemerke når kolonne 1 i teorien ikke fungerer som renseløsning lenger. I praksis ville verdien (gjennombruddspunktet) som bestemmer når et metall har gjennombrudd være betydelig lavere enn innløpskonsentrasjonen som vist i dette tilfelle. Som nevnt i

3.5 Kolonne eksperiment er en av grunnene til at eksperimentet ble kjørt med så høye konsentrasjoner at det var ønskelig å få verdier etter rensing. For kolonne 3-6 ser man fortsatt ingen verdier tross den ekstreme mengden som er påført under forsøket. Derfor benyttes innløpskonsentrasjonen som grenseverdi. Etter 58 timer fjerner ikke kolonne 1 mer

Zn. Både Pb og Ni når grenseverdiene i kolonne 1 før 4 dager er gått. Cd er det som fjernes best i sanden som er testet.

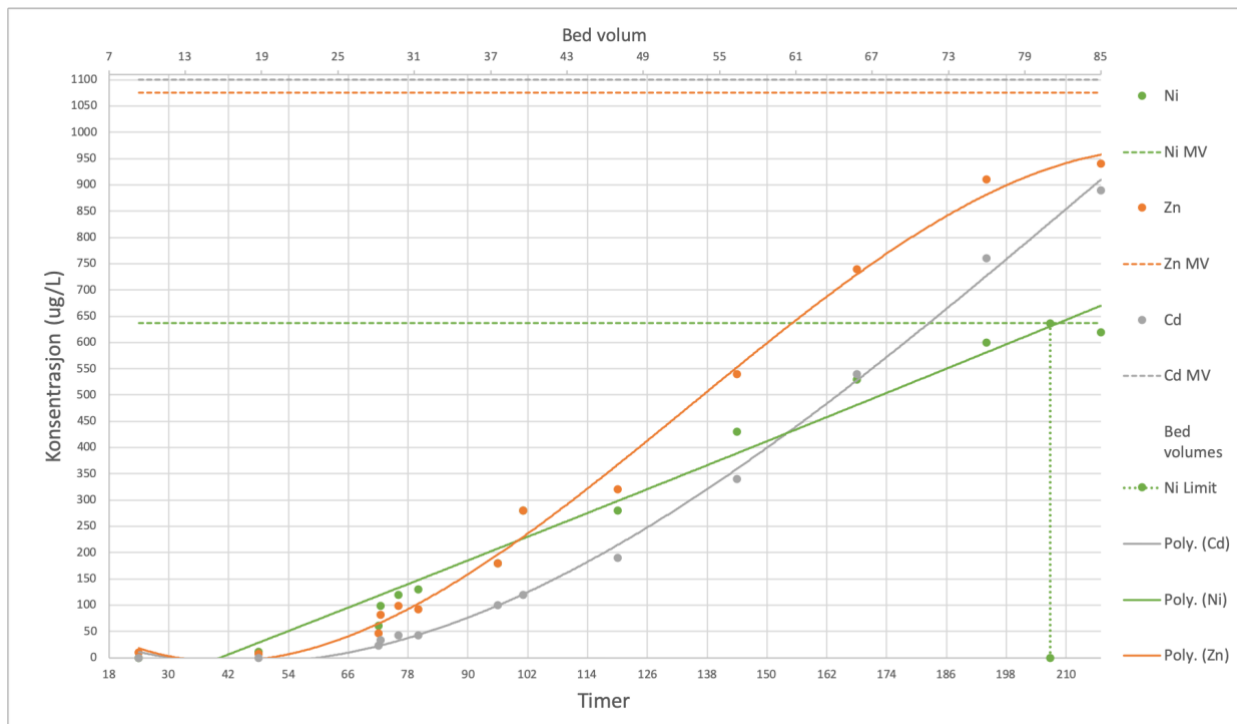
Kolonne 2 består av sand og Filtralite HMR. Figur 21 viser tydelig virkningen av laget med HMR kontra kolonne 1 som kun består av sand. Samtlige metaller holdes bedre tilbake og det er kun Ni som nærmer seg grenseverdien etter time 200. Fra ICP-MS analysen var alle verdier for Pb under LOD, og kolonne 2 holder da igjen alle øvrige konsentrasjoner (>LOD) gjennom forsøket.



Figur 21: Kurvene til de ulike metallene i kolonne 2. Alle metallers innløpskonsentrasjon er markert med striplet linje i metallens fargeanvisning. Kurvene er 3. grad polynom funksjon.

HMR er forventet å ha suveren rensekapasitet sammenlignet med sand og de tynnere sand-kompost blandinger. Figur 22 viser kurvene for 50% kompost og 50% sand. Ser at det 5 cm tykke laget med HMR i midten av kolonne 2 er svært effektivt og forbedrer rensegraden ytterligere. Sammenligner man verdiene ifra kolonne 1 (sand), kolonne 7 (sand og kompost) og kolonne 2 (sand og HMR) kommer betydeligheten av HMR spesielt frem.

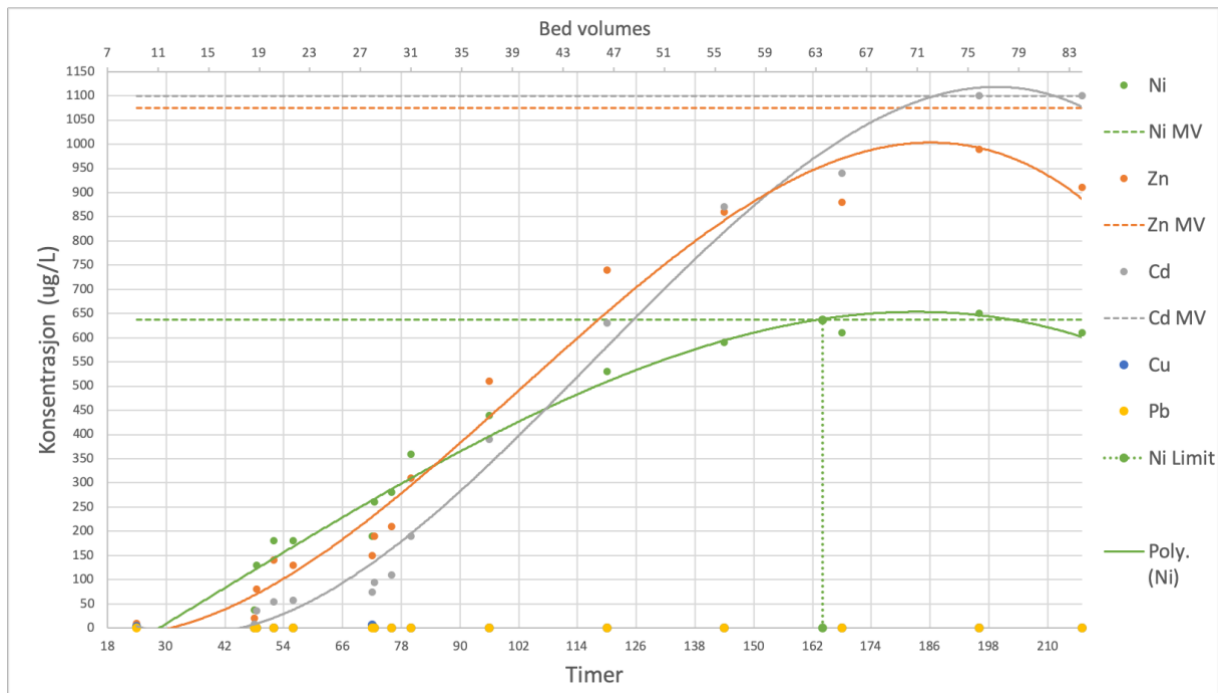




Figur 22: Gjennombruddskurver til de ulike metallene i kolonne 7. Alle metallers innløpskonsentrasjon er markert med stripet linje i metallens fargeanvisning. Kurvene er 3. grad polynom funksjon.

Ni Limit viser punktet utløpskonsentrasjonen av Ni når innløpskonsentrasjonen.

Kompost innholdet i kolonne 7 viser seg å øke rensegraden betraktelig fra hva ren sand i kolonne 1 klarte å holde igjen. Cu og Pb er også for kolonne 7 kun målte verdier under LOD. Der kolonne 1 hadde svært liten kapasitet for fire av fem metaller har kolonne 7 holdt tilbake to metaller og kun fått et som når grenseverdien ilt forsøksperioden. Dette kommer av kompostinnholdet. Ni er det eneste metallet som måler konsentrasjoner tilsvarende hva som ble målt i innløpet (Figur 22).



Figur 23: Gjennombruddskurver til de ulike metallene i kolonne 8. Alle metallers innløpskonsentrasjon er markert med striplet linje i metallens fargeanvisning. Kurvene er 3. grad polynom funksjon.

Ni Limit viser punktet utløpskonsentrasjonen av Ni når innløpskonsentrasjonen.

Figur 23 viser at med synkende innhold av kompost synker også rensegraden. Kolonne 7 med 50% kompost holdt Cd og Ni bedre. For Zn glatter konsentrasjonskurven ut ved time 186 og ser noe brattere ut enn i Figur 22.

## 4.4 Maks kapasitet

Tabell 10: Modell for maks kapasitet til filtermateriale for hvert element. Antall bed volum som er tilført kolonnene ved tidspunktet utløpskonsentrasjonen er lik innløpskonsentrasjonen gir et estimat på maks kapasitet gitt i milligram.

Kolonne	1	2	3	4	5	6	7	8	9
V. Ni	22,5	--	--	--	--	--	92,5	61	30
V. Cu	38	--	--	--	--	--	--	--	50
V. Zn	23	--	--	--	--	--	--	--	30
V. Cd	32	--	--	--	--	--	--	--	37
V. Pb	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Q, Ni (mg)	7,8	--	--	--	--	--	32,0	21,1	10,4
Q, Cu (mg)	3,9	--	--	--	--	--	--	--	5,1
Q, Zn (mg)	13,4	--	--	--	--	--	--	--	17,5
Q, Cd (mg)	19,1	--	--	--	--	--	--	--	22,1
Q, Pb (mg)	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Tabell 10 er estimerte verdier av hver kolonnes maks kapasitet av hvert metall.

Kompleksiteten til gjennombruddskurvene gjorde at det ble vanskelig å få en modell på kapasiteten til de materialene som enda ikke hadde nådd grenseverdien (f. eks. Figur 19 for Pb). Den maksimale kapasiteten til hvert materiale gis da ved punktet en kolonne slipper ut en metall konsentrasjon tilsvarende hva som blir målt i innløpet. Kolonne 7 har størst kapasitet for Ni sammenlignet med kolonne 1, 8 og 9. Kapasiteten i kolonnene øker med innhold av kompost som vist tidligere. Det samme mønsteret gjelder for Cu, Zn og Cd i kolonne 1 og 9. Ut ifra mønsteret som er observert i de andre grafene er det naturlig å anslå at den samme affinitetsrekkefølgen vil gjelde her også.

Manglende data fra modellen gjør at ikke alle materialenes kapasitet kan beregnes. Derimot er det et tydelig bilde på hvilke materialer som presterer best. Målte verdier i Tabell 15 gir også en indikasjon på hva som holdes igjen i kolonnene og ikke.

Affinitetsrekkefølgen ut ifra dette forsøket er følgende:

**Olivine > Kompost-biokull > Filtralite HMR >> Kompost >>>> Sand**

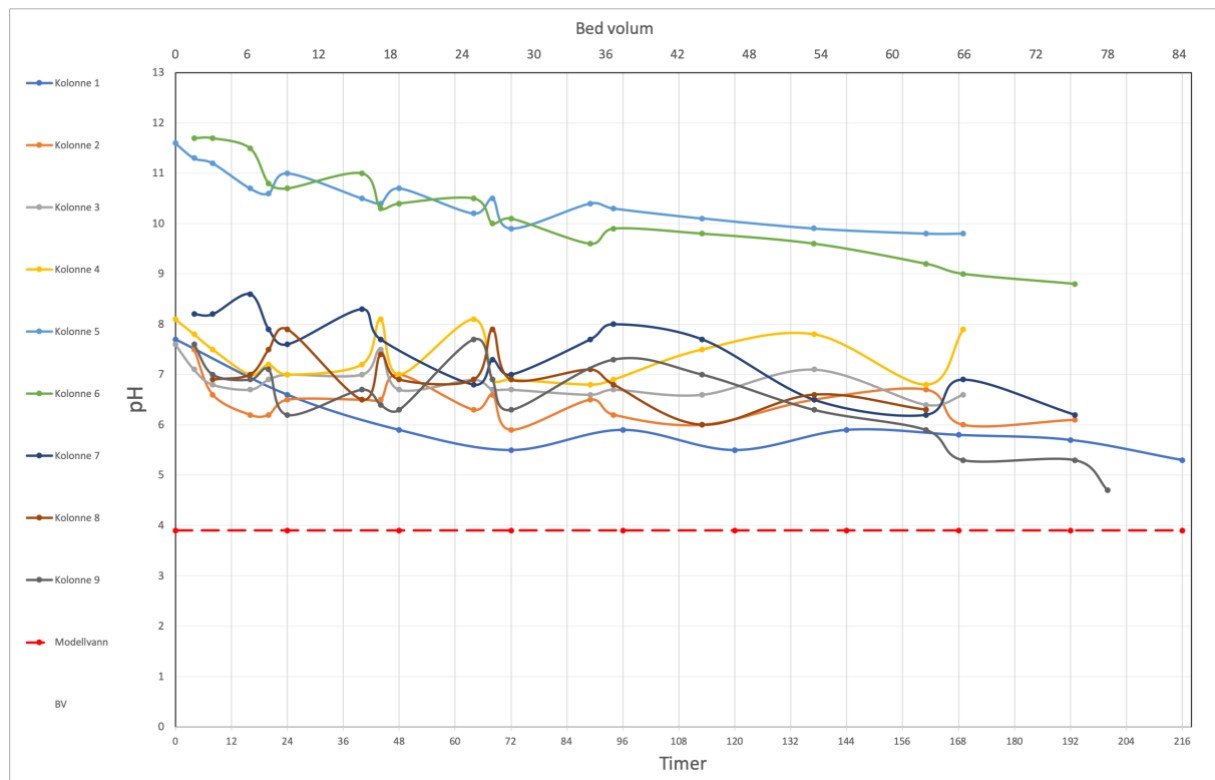
Resultatene har vist at Olivine er det suverene sorpsjonsmaterialet blant de testede. Kompost og biokull blandingen ga også svært gode resultater for fjerning av samtlige

metaller. Filtralite HMR leverte 99% rensing i kolonne 4 som var fylt kun med materialet. I kolonne 2 der materialet ble brukt lagvis med sand presterer det ikke like godt sammenlignet med samme lagvis oppbygning med Olivine i kolonne 6. Kompost og biokull ble ikke testet lagvis da denne sammensetningen er mer tilegnet et materiale som kan brukes i større volum i en grøft kontra Olivine og HMR. Sistnevnte må i praksis bygges opp med sand eller annen fyllmasse i grøft.

For kolonne 1, 9, 8 og 7 (i rekkefølge med kompostinnhold) er ulike blandinger som gir en god indikasjon på Statens vegvesens nåværende anbefaling og mulige andre løsninger. Sanden i kolonne 1 fungerer mer som en kontroll i dette forsøket for å kunne se hva ytelsen er av det andre materialet dette brukes i kombinasjon med (kompost, HMR, olivine). Rensegraden er svært lav, men holder tilbake Pb en periode. Kolonne 7 med 50% kompost er suveren i sammenligning med kolonne 8 og 9 som kun består av 25% og 5% kompost. Det er interessant å se på forskjellen i rensegrad mellom kolonne 9 og 8. Kolonne innfrir Statens vegvesens anbefaling om 5% mold innhold i grøften. Øker man derimot dette til 25% som vist i kolonne 8 overdobles renseseffekten for flere metaller (se Vedlegg C: Grafer fra kolonneforsøk for total oversikt over forsøkets operasjonsdager).

## 4.5 pH utvikling i utløpsvannet

I teorien påvirkes metallers biotilgjengelighet og evne til adsorbere eller fjernes i filtermedia av pH. Høyere pH gir ofte høyere andel partikkelbundet metall i vannet og det er enklere å fjerne.



Figur 24: pH utvikling i utløpet for alle kolonnene. Modellvannets pH er markert som nedre grense (rød linje) på 3,8.

Figur 24 illustrerer i hovedsak to ulike grupper. Kolonne 5 og 6 er kolonner med Olivine innhold. Produktbeskrivelsen oppgir pH på 10-11 for Olivine så høye verdier er forventet. Ser allikevel at over tid synker pH til 10 og 9 for nevnte kolonner. Olivine viser seg fra kolonneforsøket å være materiale med størst kapasitet også. Ser en korrelasjon mellom rensegrad og pH. Samme trend for pH gjelder de resterende kolonnene. Observerer at kolonne 1, 7, 8 og 9 har de laveste målte pH verdiene på slutten av forsøket (Vedlegg B: Data fra kolonneforsøk). Dette er kolonnene med sand og sand-kompost blandinger. Rensekapasiteten er minst i disse kolonnene sammenlignet med Olivine, HMR og kompost-biokull, og dette stemmer med hva som er forventet utvikling av pH over tid når utløpskonsentrasjonen i en kolonne øker.

## 5. Konklusjon

I henhold til oppgavens formål om å finne renskapasiteten til de ulike filtermaterialene har forsøket gitt gode svar på dette. Olivine er det materialet som fjerner de fem tungmetallene best. Kompost og biokull blandingen og Filtralite HMR viste seg også å være svært effektive renseløsninger. Alle overgår >70% rensing av tungmetaller som er det den teoretiske maksimale kapasiteten for infiltrasjonsløsninger er oppgitt fra Statens vegvesen. Dette er dog i mer optimale forhold enn hva som vil være tilfelle under vinterhalvåret.

Maks kapasiteten ble ikke funnet for flere av materialene. Det trengs mer tid og forskning for å kunne fortelle mer om filtreringskarakteristikken til materialene og hvilken forventet levetid de vil ha i praksis. Det er vist i forsøket at en økning av 5% til 25% moldinnhold i filtermassen øker renskapasiteten betraktelig.

## 6. Referanser

- Barbosa, A. E., & Fernandes, J. N. (2009). Assessment of treatment systems for highway runoff pollution control in Portugal. *Water Sci Technol*, 59(9), 1733-1742. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.181>
- Barbosa, A. E., & Hvitved-Jacobsen, T. (1999). Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *Sci Total Environ*, 235(1-3), 151-159. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00208-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00208-9)
- 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), 145-155. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.016>
- Chowdhury, Z. Z., Hamid, S. B. D.-A., & Zain, S. M. (2014). Evaluating Design Parameters for Breakthrough Curve Analysis and Kinetics of Fixed Bed Columns for Cu(II) Cations Using Lignocellulosic Wastes. *Bioresources*, 10, 732-749.
- Davis, B., & Birch, G. (2010). Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves. *Environmental Pollution*, 158(8), 2541-2545. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.05.021>
- Det europeiske miljøbyrået. (2018). *Kvikksølv: en vedvarende trussel for miljøet og folkehelsen*. <https://www.eea.europa.eu/no/articles/kvikksolv-en-vedvarende-trussel-for>
- Dysvik, E., Homleid, T., & Andreev, L. (2021). *Kvaliteten på det norske veinettet (2020/38)*. <https://s3-eu-west-1.amazonaws.com/opplysningsraadet-for-veitrafikk/images/Kvaliteten-p%C3%A5-det-norske-veinettet.pdf>
- EU. (2008). Environmental quality standards applicable to surface water. In *2008/105/EC*: European Union.
- European Environment Agency. (2015). *Switzerland country briefing - The European environment state and outlook*. EEA. <https://www.eea.europa.eu/soer/2015/countries/switzerland>
- Evangelou, V. P. (1998). *Environmental Soil and Water Chemistry: Principles and Applications*. John Wiley Sons Inc.
- FHI. (2020). *Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i mat*. Folkehelseinstituttet. <https://www.fhi.no/nettpub/fremmedstoffer-i-mat/ulike-fremmedstoffer-i-mat/polysykliske-aromatiske-hydrokarboner-pah-i-mat/>
- Filtralite. (2021). Filtralite® HMR Brosjyre [Product description].
- Lov om vern mot forurensninger og om avfall, § 21 (2022). [https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6/KAPITTEL\\_7#KAPITTEL\\_7](https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6/KAPITTEL_7#KAPITTEL_7)
- Fronczyk, J. (2017). Artificial road runoff water treatment by a pilot-scale horizontal permeable treatment zone. *Ecological Engineering*, 107, 198-207. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.025>
- Garmo, Ø., Hertel-Aas, T., Ranneklev, S. B., & Meland, S. (2015). Vurdering av biotilgjengelighetsmodeller som verktøy for karakterisering av resipienters sårbarhet for metallforurensning fra veg. 13. [https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2015\\_935381.pdf](https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2015_935381.pdf)

- Gillis, P. L., Parrott, J. L., & Helm, P. (2022). Environmental Fate and Effects of Road Run-Off. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 82(2), 159-161. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00906-3>
- Google Maps. (2022). *Bamble (Vestfold)*. <https://www.google.com/maps/place/Bamble/@59.0293336,9.5395862,12z/data=!4m5!3m4!1s0x46471c2dbbdc7e19:0x3f48663372da0a7f!8m2!3d59.0030717!4d9.5785258?hl=en-GB>
- Grauert, M., Larsen, M., & Mollerup, M. (2011). *SEDIMENTANALYSER FRA 70 REGNVANDSBASSINER* (191). [https://www.vejdirektoratet.dk/api/drupal/sites/default/files/publications/sedimentanalyser\\_fra\\_70\\_regnvandsbassiner.pdf](https://www.vejdirektoratet.dk/api/drupal/sites/default/files/publications/sedimentanalyser_fra_70_regnvandsbassiner.pdf)
- Highways England. (2019). *LA 113 Road drainage and the water environment*. <https://www.standardsforhighways.co.uk>
- Hu, X., Dai, K., & Pan, P. (2019). Investigation of engineering properties and filtration characteristics of porous asphalt concrete containing activated carbon. *Journal of Cleaner Production*, 209, 1484-1493. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.115>
- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, 541, 895-919. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.033>
- Hulskotte, J., Denier van der Gon, H., Visschedijk, A. J. H., & Schaap, M. (2007). Brake wear from vehicles as an important source of diffuse copper pollution. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 56, 223-231. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.456>
- Håøya, A.-O., & Storhaug, R. (2013). *Rensing av vann fra veg og anlegg* (Nr. 195). Statens vegvesen. <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2657205/Rapport%20195%20Rensing%20av%20vann%20fra%20veg%20og%20anlegg%20en%20sammenstilling%20av%20metoder%20og%20praksis%20i%2012%20land.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Kang, A., Mao, H., Li, B., Kou, C., Xu, X., & Jahangiri, B. (2019). Investigation of selective filtration characteristics of filter media for pavement runoff treatment. *Journal of Cleaner Production*, 235, 590-602. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.337>
- Lerat-Hardy, A., Coynel, A., Schäfer, J., Marache, A., Pereto, C., Bossy, C., Capdeville, M.-J., & Granger, D. (2022). Impacts of Highway Runoff on Metal Contamination Including Rare Earth Elements in a Small Urban Watershed: Case Study of Bordeaux Metropole (SW France). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 82(2), 206-226. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00816-4>
- Lindgren, Å. (1996). Asphalt wear and pollution transport. *Science of The Total Environment*, 189-190, 281-286. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05220-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05220-5)
- Meland, S., & Rødland, E. S. (2018). Forurensning i tunnelvaskevann - en studie av 34 veitunneler i Norge. *Vannforeningen*, 53, 54-65. <https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2018/07/Meland.pdf>
- Miljöbalk (1998:808), § 1 (1998). [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808\\_sfs-1998-808](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808)



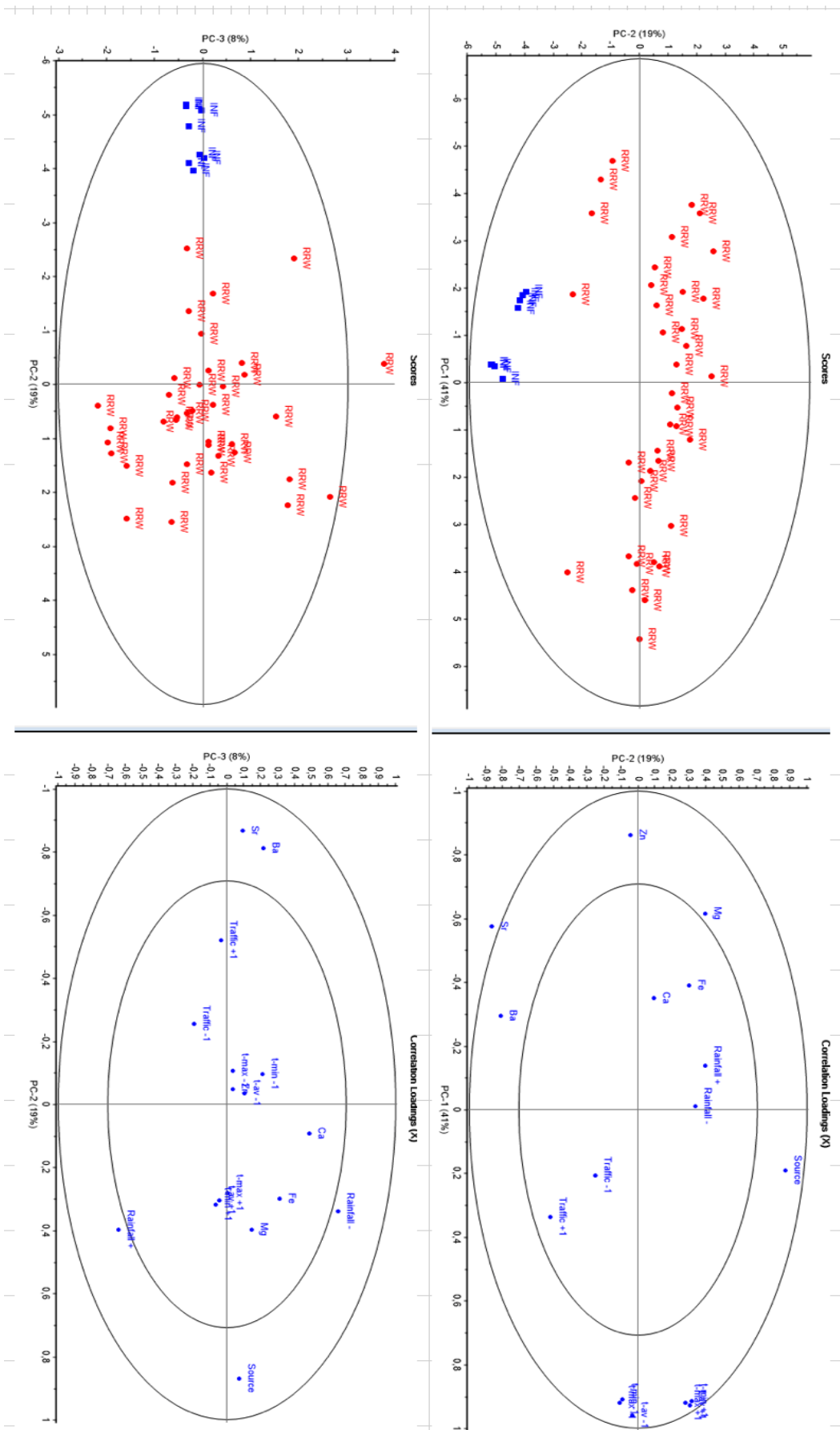
- Miljødirektoratet. (2020). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf>
- Miljødirektoratet. (2021, 15.03.2021). *Klimautfordringer*. <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/klima/for-myndigheter/klimatilpasning/klimatilpasning-krever-kunnskap/klimautfordringer/#:~:text=Et%20varmere%20og%20v%C3%A5tere%20klima%20med%20flere%20store%20nedb%C3%B8rhendelser%20%C3%B8ker,til%20ut%C3%B8sning%20av%20flere%20kvikkleireskred>.
- NASA. (2022). *Global Temperatures*. <https://earthobservatory.nasa.gov/world-of-change/global-temperatures>
- Ore, S., & Stori, A. (2021). Store Norske Leksikon. <https://snl.no/polyvinylklorid>
- Paus, K. A. H., Åstebøl, S. O., Robbe, S., Ulland, V., & Lausund, E. (2013). *Tilstanden til rensébassenger i Norge* (Nr. 212). Statens vegvesen. <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmllui/bitstream/handle/11250/2657795/Rapport%20212%20Tilstanden%20til%20rensebassenger%20i%20Norge.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Pedersen, B. (2021). *Silikater*. Store Norske Leksikon. <https://snl.no/silikater>
- Pennanen, T., Srivastava, V., Sillanpää, M., & Sainio, T. (2020). Compost: Potent biosorbent for the removal of heavy metals from industrial and landfill stormwater. *Journal of Cleaner Production*, 273, 122736. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122736>
- Pitcher, S. K., Slade, R. C. T., & Ward, N. I. (2004). Heavy metal removal from motorway stormwater using zeolites. *Science of The Total Environment*, 334-335, 161-166. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.04.035>
- Ranneklev, S. B. (2016). *Vannforekomstens sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg- og driftsfasen* (Nr. 597). Statens vegvesen. <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmllui/bitstream/handle/11250/2672957/SVV%20rapport%20597%20Vannforekomst%20s%C3%A5rbarhet%20for%20avrenningsvann%20fra%20vei%20under%20anlegg-%20og%20driftsfasen.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Rijkswaterstaat. *Water management in the Netherlands*. Rijkswaterstaat. <https://www.government.nl/topics/water-management/water-management-in-the-netherlands#:~:text=Rijkswaterstaat%20and%20the%20district%20water,also%20involved%20in%20water%20management>.
- Seelsaen, N., McLaughlan, R., Moore, S., Ball, J. E., & Stuetz, R. M. (2006). Pollutant removal efficiency of alternative filtration media in stormwater treatment. *Water Science and Technology*, 54(6-7), 299-305. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.617>
- Seklima Observasjoner og værstatistikk*. NORSK KLIMASERVICESENTER. <https://seklima.met.no/>
- SIBELCO. (2022). Bluegard®G [Technical data].
- Statens vegvesen. (2018). *Håndbok R761: Prosesskode 1*.
- T. J. Bles, M. R. van der Doef, R. van Buren, J. T. Buma, R. J. Brolsma, A. A. M. Venmans, & J. J. van Meerten. (2012). *Investigation of the blue spots in the Netherlands National Highway Network*. Deltares. <https://klimaatadaptatienederland.nl/>
- Trafikk data*. Statens vegvesen. <https://www.vegvesen.no/trafikdata/start/eksport?datatype=DAY&from=2021-11->

- [08&lat=59.16047604972031&lon=9.914890045125478&registrationFrequencies=&t  
o=2022-01-14&trafikanntype=vehicle&trpids=00344V521377&zoom=8](#)
- Trafikverket. (2011). *Vägdagvatten – Råd och rekommendationer för val av miljöötgärd*.  
[https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/11439/RelatedFiles/2011\\_112\\_vagdavgvatten\\_rad\\_och\\_rekommendationer\\_for\\_val\\_av\\_miljoatgard.pdf](https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/11439/RelatedFiles/2011_112_vagdavgvatten_rad_och_rekommendationer_for_val_av_miljoatgard.pdf)
- United States Environmental Protection Agency. (2022). Defining Hazardous Waste: Listed, Characteristic and Mixed Radiological Wastes. <https://www.epa.gov/hw/defining-hazardous-waste-listed-characteristic-and-mixed-radiological-wastes>
- Forskrift om rammer for vannforvaltningen, § 8. Frister for å nå miljømålene (2021a). [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL\\_16](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL_16)
- Forskrift om rammer for vannforvaltningen, § 4. Miljømål for overflatevann (2021b). [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL\\_16](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL_16)
- Lov om vassdrag og grunnvann, § 5 & § 9 (2022). [https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2000-11-24-82#KAPITTEL\\_1](https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2000-11-24-82#KAPITTEL_1)
- Vejdirektoratet. (2021). *Afvandingskonstruktioner -Miljøforhold & Myndighedsansøgning*.  
Vejdirektoratet. <https://vejregler.dk/h/7e0fba84-06dd-483b-898a-c7b3e3affaa1/caca07aa560e4a2d979e782617a3c604?showExact=true>
- Zagorodni, A. A. (2007). *Ion Exchange Materials: Properties and Applications*. ELSEVIER.
- Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk* (H. Ødegaard, Ed. 2 ed.). Norsk Vann.
- Åstebøl, S. O., & Jacobsen, T. H. (2014). *Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging* (Nr. 295). Statens vegvesen. <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/2658960/Rapport%20295%20Vannbeskyttelse%20i%20vegplanlegging%20og%20vegbygging.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

# Vedlegg A: PCA og analysesvar fra teststasjon

Tabell 11: Data for vannprøver fra teststasjonen.

Source	Sample date	Rainfall +1	t-max +1	t-av +1	t-min +1	Rainfall -1	t-max -1	t-av -1	t-min -1	Traffic +1	Traffic -1	Mg	Ca	Fe	Zn	Sr	Ba
RRW	09.11.2021	2	10,2	8,8	3,2	0	4	3,7	2,6	17235	17599	2000	2000	120	25		
RRW	12.11.2021	0	6,8	3,5	0	0	9,6	6,2	2,8	21729	19372		440				
RRW	13.11.2021	4,8	5	4,4	3,8	0	6,8	3,5	0	13981	21729		1700		16		
RRW	14.11.2021	0	4,7	1,3	-0,5	4,8	5	4,4	3,8	17157	13981	2300	36000	100	120	200	87
RRW	15.11.2021	0,2	5,7	4	0,8	0	4,7	1,3	-0,5	16728	17157	1400	19000	100	83	120	54
RRW	16.11.2021	0,4	8,5	7,6	5,7	0,2	5,7	4	0,8	17382	16728	410	4600	180	57		
RRW	17.11.2021	3,4	8,8	6,4	3,4	0,4	8,5	7,6	5,7	17916	17382		2200	93	35		
RRW	18.11.2021	1	5,9	3,7	0,8	3,4	8,8	6,4	3,4	19176	17916	2800	93	26			
RRW	19.11.2021	0,4	15,8	9,7	1,8	1	5,9	3,7	0,8	21673	19176	720	8800	39			
RRW	20.11.2021	0	11,5	6,4	5,5	0,4	15,8	9,7	1,8	14091	21673	380	4700	24			
RRW	21.11.2021	3,1	5,6	2,9	1,1	0	11,5	6,4	5,5	16622	14091	2100	2100	15			
RRW	22.11.2021	0	5,4	2,5	-1,4	3,1	5,6	2,9	1,1	17966	16622	2200					
RRW	28.11.2021	0,9	-1,7	-3,1	-3,6	0	-0,5	-1,5	-1,9	14441	13136	6100	36000	120	320	390	190
INF	29.11.2021	0,9	-3,1	-5	-6,5	0,9	-1,7	-3,1	-3,6	17683	14441		900	74			
INF	29.11.2021	0,9	-3,1	-5	-6,5	0,9	-1,7	-3,1	-3,6	17683	14441		1100	190			
INF	29.11.2021	0,9	-3,1	-5	-6,5	0,9	-1,7	-3,1	-3,6	17683	14441	370	6400	59			
INF	29.11.2021	0,9	-3,1	-5	-6,5	0,9	-1,7	-3,1	-3,6	17683	14441	610	7200				
INF	21.12.2021	0	-2,4	-3,2	-5	0	3,3	-0,2	-2,6	18728	17852		1300	55			
INF	21.12.2021	0	-2,4	-3,2	-5	0	3,3	-0,2	-2,6	18728	17852		1100	230	19		
INF	21.12.2021	0	-2,4	-3,2	-5	0	3,3	-0,2	-2,6	18728	17852		740	90			
RRW	15.12.2021	0	6,1	3,9	0,1	1,1	3,4	0,7	-1,3	16804	16399	1500	8100	150	200	78	
RRW	13.12.2021	2,8	1,5	1	0,7	1,1	2,8	0,8	-0,2	16174	12310	280	2300	210	59		
RRW	12.12.2021	1,1	2,8	0,8	-0,2	2,3	0,9	0,4	-0,9	12310	11228	1500	12000	91	130	100	28
RRW	11.12.2021	2,3	0,9	0,4	-0,9	4	-0,2	-0,7	-1,3	11228	16859	1500	6400	140	160	85	
RRW	10.12.2021	4	-0,2	-0,7	-1,3	6	-0,4	-0,7	-1,8	16859	15376	1600	6400	210	270	99	
RRW	09.12.2021	6	-0,4	-0,7	-1,8	0,4	-1,5	-2,8	-5,4	15376	15030	1400	5000	300	190	72	
RRW	08.12.2021	0,4	-1,5	-2,8	-5,4	0,4	-5,4	-6	-7,9	15030	13911	4200	10000	310	530	190	44
RRW	07.12.2021	0,4	-5,4	-6	-7,9	0	-6,9	-7,8	-8,2	13911	16274	7800	17000	210	1000	390	86
RRW	04.12.2021	2,5	-4,5	-5,1	-7,2	0	-4,9	-7	-8,2	11519	18674	8800	21000	120	760	470	110
RRW	03.12.2021	0	-4,9	-7	-8,2	0	-3	-4,8	-6,7	18674	18353	7100	17000	290	800	380	94
RRW	08.01.2022	9,8	0,2	-3,9	-6,1	0,9	-3,1	-5	-6,5	16766	17683	3900	15000	140	400	200	76
RRW	30.11.2021	5,4	-2,8	-4	-5,7	2,7	-3,8	-3,8	-8,8	10063	14251	10000	8400	<51	410	410	33
RRW	09.01.2022	0	0	-0,8	-4,4	5,4	-2,8	-4	-5,7	9958	10063	12000	8400	270	430	81	39
RRW	10.01.2022	1,3	0	0	-0,8	0	0	-0,8	-4,4	14445	9958	18000	9800	230	330	93	41
RRW	11.01.2022	0,7	3,6	2	-0,2	1,3	0	0	-0,8	14473	14445	5700	4800	210	150		
RRW	12.01.2022	2,4	5,7	2,5	-2,3	0,7	3,6	2	-0,2	14657	14473	2400	3100	110	100		
RRW	29.12.2021	0,8	-3,2	-5	-6,8	4,2	-3,3	-4,3	-5,5	15326	14230	19000	10000	2300	460	120	68
RRW	30.12.2021	7,4	0,1	-1,6	-4,8	0,8	-3,2	-5	-6,8	15265	15326	12000	8300	420	340	98	65
RRW	01.01.2022	0	0,1	-2,3	-5,2	0	-2,3	-3,7	-5	9266	9157	2800	3500	200	86		31
RRW	02.01.2022	5,4	2,4	0,5	0	0	0,1	-2,3	-5,2	12440	9266	4300	6900	140	110		
RRW	03.01.2022	0	5	1,5	-1	5,4	2,4	0,5	0	14563	12440	5900	9000	81	130		27
RRW	22.12.2021	5,9	-1,4	-2,4	-3,8	0	-2,4	-3,2	-5	21681	18728	9200	8600	140	430	87	32
RRW	23.12.2021	0,7	-2,4	-4,7	-6,5	5,9	-1,4	-2,4	-3,8	20231	21681	16000	11000	220	410	140	46
RRW	24.12.2021	0,5	-3,4	-5,8	-8	0,7	-2,4	-4,7	-6,5	9417	20231	16000	11000	490	440	150	55
RRW	28.12.2021	4,2	-3,3	-4,3	-5,5	0	-3,9	-7	-10,3	14230	17062	19000	11000	1200	480	140	56



Figur 25: PCA fra datasettet for prøver fra teststasjonen.

## Vedlegg B: Data fra kolonneforsøk

Tabell 12: Oppbygning av filterbed i kolonnene.

FM - Filterbed cm	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Sand	30	25				25	50 %	75 %	95 %
Kompost							50 %	25 %	5 %
Kompost - Biokull			30						
Filtralite HMR		5		30					
Olivine					30	5			

Tabell 13: Sammensetning av materiale i kolonnene.

Kolonne sammensetning (g)	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Sand	703	600				626	501	750	950
Kompost							501	250	50
Kompost - Biokull			432						
Filtralite HMR		93		380					
Olivine					785	168			
Tot masse i kolonnene	703	693	432	380	785	794	757	749	710

Tabell 14: Utregning av doseringdoser for saltene som ble tilsatt modellvannet. Doseringen ble regnet ut fra en batch på 108L som ble blandet annenhver dag.

Metaller (salter)	C (µg/l)	M (g)	M/MW	g/L	V (L)	Dose (g)	Tot. Dose (g)
Zn (ZnSO <sub>4</sub> * 7H <sub>2</sub> O)	1000	65,38	0,23	0,004398	108	0,475	2,375
Cu (CuO <sub>4</sub> S * 5H <sub>2</sub> O)	156	63,54	0,26	0,000613	108	0,066	0,331
Cd (CdSO <sub>4</sub> )	1500	112,41	0,54	0,002782	108	0,300	1,502
Pb (PbSO <sub>4</sub> )	570	207,20	0,68	0,000834	108	0,090	0,450
Ni (NiSO <sub>4</sub> * 6H <sub>2</sub> O)	670	58,69	0,22	0,003001	108	0,324	1,620

Tabell 15: Parametere for vannprøver fra kolonneforsøk.

ID	C	Time	Date	V (mL)	pH	C (µS/cm)	T (°C)	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
1	1	13:45	20.05.2022	910	7,7	181	15,7	70,0	<LOD	<LOQ	<LOQ	<LOD
12	1	17:45	20.05.2022	900	6,6	150	16,0	260,0	<LOD	290,0	220,0	<LOD
21	1	09:33	21.05.2022	3750	5,9	147	15,9	400,0	22,0	630,0	520,0	<LOD
59	1	09:45	22.05.2022	3700	5,5	161	16,0	590,0	100,0	1 000,0	920,0	<LOD
95	1	09:53	23.05.2022	3700	5,7	319	16,3	640,0	160,0	1 100,0	1 000,0	<LOQ
133	1	10:00	24.05.2022	3700			15,9	650,0	180,0	1 100,0	1 100,0	14,0
160	1	09:55	25.05.2022	4250	4,7	162	15,7	650,0	170,0	1 100,0	1 100,0	29,0
171	1	10:30	26.05.2022	4200	4,2	165	15,9	620,0	250,0	990,0	1 100,0	82,0
180	1	10:30	27.05.2022	3750	4,3	176	16,2	610,0	290,0	990,0	1 100,0	110,0
200	1	12:00	28.05.2022	4000				570,0	190,0	920,0	1 000,0	130,0
218	1	11:30	29.05.2022	3750	4,2	173	15,5	590,0	170,0	920,0	1 000,0	150,0
22	2	09:46	21.05.2022	3500	6,2	180	15,9	13,0	<LOQ	13,0	<LOD	<LOD
31	2	10:15	21.05.2022				15,9	<LOQ	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD
40	2	13:40	21.05.2022	750	6,2	170	15,7	49,0	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD
49	2	17:40	21.05.2022	825	6,5	168	16,0	68,0	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOD
60	2	09:49	22.05.2022	3500	6,5	171	16,0	110,0	2,5	30,0	40,0	<LOD
69	2	09:57	22.05.2022				16,0	200,0	<LOD	75,0	82,0	<LOD
78	2	13:40	22.05.2022	800	6,5	172	16,0	260,0	<LOD	100,0	120,0	<LOD
87	2	17:15	22.05.2022	740	7	174	15,7	280,0	<LOD	120,0	140,0	<LOD
96	2	09:58	23.05.2022	3500	6,3	170	16,3	260,0	3,0	160,0	200,0	<LOD
134	2	10:04	24.05.2022	3500			15,9	380,0	<LOQ	280,0	360,0	<LOD
161	2	10:00	25.05.2022	3800	6,2	166	15,7	410,0	2,5	350,0	450,0	<LOD
172	2	10:30	26.05.2022	4100	6	164	15,9	430,0	3,0	430,0	540,0	<LOD
181	2	10:30	27.05.2022	3300	6,5	163	16,2	480,0	3,0	510,0	630,0	<LOD
201	2	12:00	28.05.2022	3900				500,0	4,5	600,0	710,0	<LOD
219	2	11:30	29.05.2022	3250	6,1	160	15,5	530,0	6,1	660,0	780,0	<LOD
23	3	09:50	21.05.2022	3800	6,8	196	15,9	<LOD	3,1	14,0	<LOD	<LOQ
32	3	10:15	21.05.2022				15,9					
41	3	13:40	21.05.2022	810	6,7	191	15,7					
50	3	17:40	21.05.2022	875	6,9	191	16,0					
61	3	09:53	22.05.2022	3700	7	200	16,0	<LOD	<LOQ	13,0	<LOD	<LOQ
70	3	09:57	22.05.2022				16,0					
79	3	13:40	22.05.2022	850	7	200	16,0					
88	3	17:15	22.05.2022	800	7,5	200	15,7					
97	3	10:00	23.05.2022	3750	6,7	199	16,3	<LOQ	4,9	14,0	<LOD	<LOQ
106	3	10:00	23.05.2022				16,3					
115	3	13:40	23.05.2022	790	6,9	197	15,9					
126	3	17:40	23.05.2022	850	6,7		16,0					
135	3	10:06	24.05.2022	3650			15,9	<LOD	2,8	8,6	<LOD	<LOQ
144	3		24.05.2022				15,9					
153	3	15:00	24.05.2022	1220	6,7	205						

162	3	10:05	25.05.2022	4100	6,6	199	15,7	<LOD	<LOQ	9,7	<LOD	<LOQ
	3	16:00	25.05.2022	1300								
173	3	10:30	26.05.2022	4200	6,7	197	15,9	<LOD	<LOQ	7,5	<LOD	<LOQ
	3	17:30	26.05.2022	1750								
182	3	10:30	27.05.2022	3800	6,6	191	16,2	<LOQ	<LOQ	5,9	<LOD	<LOD
193	3	18:14	27.05.2022	1550	7,1	189	15,6					
202	3	12:00	28.05.2022	4000				<LOD	<LOQ	6,5	<LOD	<LOD
211	3	18:30	28.05.2022	1500	6,4	185	16,1					
220	3	11:30	29.05.2022	3750	6,6	183	15,5	<LOD	<LOQ	9,6	<LOD	<LOQ
4	4	13:45	20.05.2022	920	8,1	514	15,7					
15	4	17:45	20.05.2022	910	7,8	307	16,0					
24	4	09:53	21.05.2022	3800	7,5	252	15,9	<LOD	<LOQ	7,8	<LOD	<LOD
33	4	10:15	21.05.2022				15,9					
42	4	13:40	21.05.2022	825	7	240	15,7					
51	4	17:40	21.05.2022	900	7,2	237	16,0					
62	4	10:02	22.05.2022	3850	7	229	16,0	<LOD	<LOQ	8,7	<LOD	<LOD
71	4	10:09	22.05.2022				16,0					
80	4	13:40	22.05.2022	810	7,2	228	16,0					
89	4	17:15	22.05.2022	780	8,1	230	15,7					
98	4	10:05	23.05.2022	3800	7	220	16,3	<LOD	2,7	16,0	<LOD	<LOD
107	4	10:00	23.05.2022				16,3					
116	4	13:40	23.05.2022	910	8,1	217	15,9					
127	4	17:40	23.05.2022	750	6,9		16,0					
136	4	10:10	24.05.2022	3850			15,9	<LOD	<LOQ	<LOQ	<LOD	<LOD
145	4		24.05.2022				15,9					
154	4	15:00	24.05.2022	1200	6,9	212						
163	4	10:10	25.05.2022	4400	6,8	197	15,7	<LOD	<LOQ	<LOQ	<LOD	<LOD
	4	16:00	25.05.2022	1400								
174	4	10:30	26.05.2022	4400	6,9	193	15,9	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOD	<LOD
	4	17:30	26.05.2022	1700								
183	4	10:30	27.05.2022	3900	7,5	188	16,2	<LOQ	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD
194	4	18:15	27.05.2022	1750	7,8	189	15,6					
203	4	12:00	28.05.2022	4200				8,2	<LOQ	<LOQ	<LOD	<LOD
212	4	18:30	28.05.2022	1500	6,8	184	16,1					
221	4	11:30	29.05.2022	3900	7,9	183	15,5	14,0	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD
5	5	13:45	20.05.2022	910	11,6	1009	15,7					
16	5	17:45	20.05.2022	880	11,3	648	16,0					
25	5	09:58	21.05.2022	3600	11,2	545	15,9	<LOD	2,5	<LOQ	<LOD	<LOD
34	5	10:15	21.05.2022				15,9					
43	5	13:40	21.05.2022	750	10,7	370	15,7					
52	5	17:40	21.05.2022	800	10,6	366	16,0					
63	5	10:05	22.05.2022	3650	11	437	16,0	<LOD	<LOQ	31,0	<LOD	<LOD
72	5	10:10	22.05.2022				16,0					
81	5	13:40	22.05.2022	750	10,5	338	16,0					
90	5	17:15	22.05.2022	790	10,4	320	15,7					

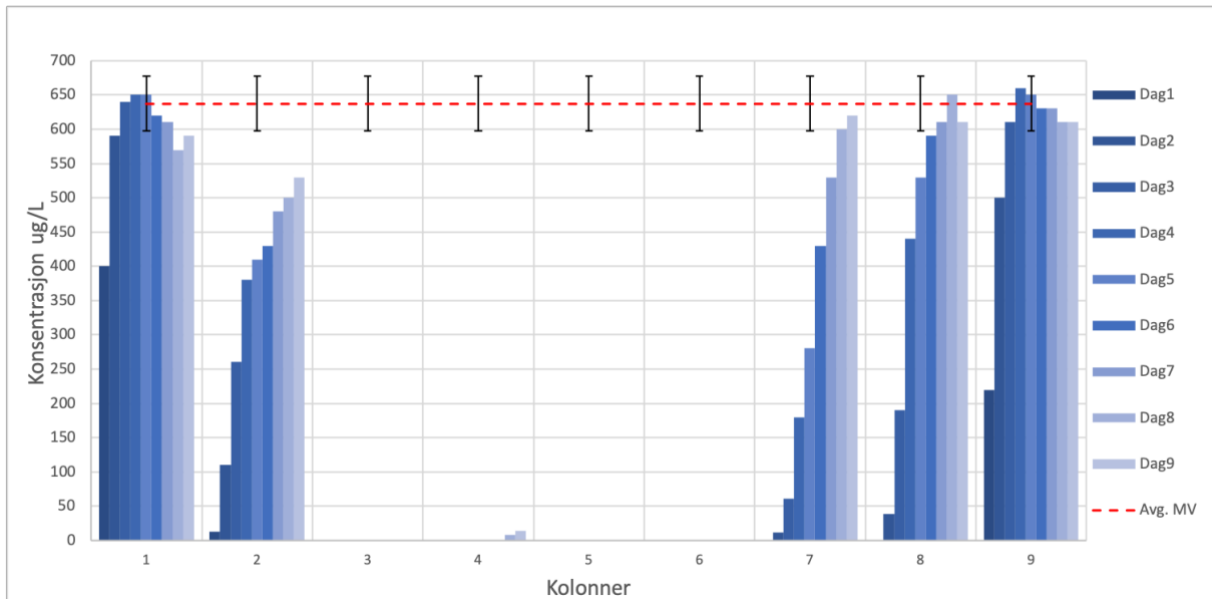
99	5	10:08	23.05.2022	3550	10,7	352	16,3	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
108	5	10:00	23.05.2022				16,3					
117	5	13:40	23.05.2022	830	10,2	304	15,9					
128	5	17:40	23.05.2022	700	10,5		16,0					
137	5	10:13	24.05.2022	3600			15,9	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
146	5		24.05.2022				15,9					
155	5	15:00	24.05.2022	1100	9,9	298						
164	5	10:15	25.05.2022	4000	10,4	310	15,7	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
	5	16:00	25.05.2022	1300								
175	5	10:30	26.05.2022	4050	10,3	292	15,9	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
	5	17:30	26.05.2022	1500								
184	5	10:30	27.05.2022	3600	10,1	263	16,2	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
195	5	18:15	27.05.2022	1600	9,9	257	15,6					
204	5	12:00	28.05.2022	4000				<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
213	5	18:30	28.05.2022	1500	9,8	243	16,1					
222	5	11:30	29.05.2022	3600	9,8	240	15,5	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
6	6	13:45	20.05.2022	880	11,7	1413	15,7					
17	6	17:45	20.05.2022	820	11,7	884	16,0					
26	6	10:02	21.05.2022	3500	11,5	637	15,9	<LOQ	3,1	<LOQ	<LOD	<LOD
35	6	10:15	21.05.2022				15,9					
44	6	13:40	21.05.2022	880	10,8	335	15,7					
53	6	17:40	21.05.2022	840	10,7	322	16,0					
64	6	10:06	22.05.2022	3500	11	382	16,0	<LOD	2,9	<LOQ	<LOD	<LOD
73	6	10:10	22.05.2022				16,0					
82	6	13:55	22.05.2022	790	10,3	269	16,0					
91	6	17:15	22.05.2022	650	10,4	280	15,7					
100	6	10:10	23.05.2022	3500	10,5	282	16,3	<LOD	3,8	<LOQ	<LOD	<LOD
109	6	10:05	23.05.2022				16,3					
118	6	13:40	23.05.2022	670	10	254	15,9					
129	6	17:40	23.05.2022	800	10,1		16,0					
138	6	10:16	24.05.2022	3500			15,9	<LOD	<LOQ	<LOQ	<LOD	<LOD
147	6		24.05.2022				15,9					
156	6	15:00	24.05.2022	1000	9,6	230						
165	6	10:19	25.05.2022	3800	9,9	224	15,7	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
	6	16:00	25.05.2022	1250								
176	6	10:30	26.05.2022	4000	9,8	216	15,9	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
	6	17:30	26.05.2022	1500								
185	6	10:30	27.05.2022	3500	9,6	121	16,2	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
196	6	18:20	27.05.2022	1500	9,2	218	15,6					
205	6	12:00	28.05.2022	3750				<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
214	6	18:30	28.05.2022	1400	9	214	16,1					
223	6	11:30	29.05.2022	3500	8,8	211	15,5	<LOD	4,4	<LOD	<LOD	<LOD
7	7	13:45	20.05.2022	1010	8,2	227	15,7					
18	7	17:45	20.05.2022	900	8,2	223	16,0					
27	7	10:05	21.05.2022	3750	8,6	198	15,9	<LOQ	2,6	9,4	<LOD	<LOQ



36	7	10:15	21.05.2022				15,9					
45	7	13:40	21.05.2022	825	7,9	191	15,7					
54	7	17:40	21.05.2022	900	7,6	189	16,0					
65	7	10:10	22.05.2022	3750	8,3	197	16,0	11,0	<LOQ	7,4	<LOQ	<LOD
74	7	10:12	22.05.2022				16,0					
83	7	13:55	22.05.2022	840	7,7	196	16,0					
92	7	17:15	22.05.2022	700	6,8	195	15,7					
101	7	10:11	23.05.2022	3850	7,3	189	16,3	61,0	3,6	47,0	23,0	<LOD
110	7	10:05	23.05.2022				16,3	99,0	<LOD	82,0	34,0	<LOD
119	7	13:40	23.05.2022	700	7	184	15,9	120,0	<LOD	99,0	43,0	<LOD
130	7	17:40	23.05.2022	870	7,7		16,0	130,0	<LOD	92,0	42,0	<LOD
139	7	10:20	24.05.2022	3800			15,9	180,0	<LOQ	180,0	100,0	<LOD
148	7		24.05.2022				15,9					
157	7	15:00	24.05.2022	1200				280,0	<LOQ	280,0	120,0	<LOD
166	7	10:20	25.05.2022	4250	8,0	180	15,7	280,0	<LOQ	320,0	190,0	<LOD
	7	16:00	25.05.2022	1350								
177	7	10:30	26.05.2022	4400	7,7	178	15,9	430,0	<LOQ	540,0	340,0	<LOD
	7	17:30	26.05.2022	1550								
186	7	10:30	27.05.2022	3800	6,5	173	16,2	530,0	<LOQ	740,0	540,0	<LOD
197	7	18:21	27.05.2022	1600	6,2	170	15,6					
206	7	12:00	28.05.2022	4100				600,0	<LOQ	910,0	760,0	<LOD
215	7	18:30	28.05.2022	1500	6,9	167	16,1					
224	7	11:30	29.05.2022	3800	6,2	164	15,5	620,0	<LOQ	940,0	890,0	<LOD
8	8	13:45	20.05.2022	1015	7,7	205	15,7					
19	8	17:45	20.05.2022	900	7,6	202	16,0					
28	8	10:06	21.05.2022	3750	7,8	182	15,9	<LOQ	2,7	10,0	<LOD	<LOD
37	8	10:15	21.05.2022				15,9					
46	8	13:40	21.05.2022	730	6,9	177	15,7					
55	8	17:40	21.05.2022	620	7	175	16,0					
66	8	10:12	22.05.2022	3750	7,5	175	16,0	38,0	<LOQ	21,0	8,2	<LOD
75	8	10:14	22.05.2022				16,0	130,0	<LOD	81,0	35,0	<LOD
84	8	13:55	22.05.2022	800	7,9	174	16,0	180,0	<LOD	140,0	55,0	<LOD
93	8	17:15	22.05.2022	760	6,5	173	15,7	180,0	<LOD	130,0	57,0	<LOD
102	8	10:14	23.05.2022	2750	7,4	171	16,3	190,0	5,9	150,0	74,0	<LOD
111	8	10:05	23.05.2022				16,3	260,0	<LOD	190,0	95,0	<LOD
120	8	13:40	23.05.2022	300	6,9	169	15,9	280,0	<LOD	210,0	110,0	<LOD
131	8	17:40	23.05.2022	650	6,9		16,0	360,0	<LOD	310,0	190,0	<LOD
140	8	10:25	24.05.2022	3850			15,9	440,0	<LOQ	510,0	390,0	<LOD
149	8		24.05.2022				15,9					
158	8	15:00	24.05.2022	1250	7,9	169	15,7					
167	8	10:22	25.05.2022	2400	6,9	166	15,7	530,0	<LOQ	740,0	630,0	<LOD
	8	16:00	25.05.2022	1100								
178	8	10:30	26.05.2022	4300	7,1	164	15,9	590,0	<LOQ	860,0	870,0	<LOD
	8	17:30	26.05.2022	1100								
187	8	10:30	27.05.2022	790	6,8	166	16,2	610,0	<LOQ	880,0	940,0	<LOD

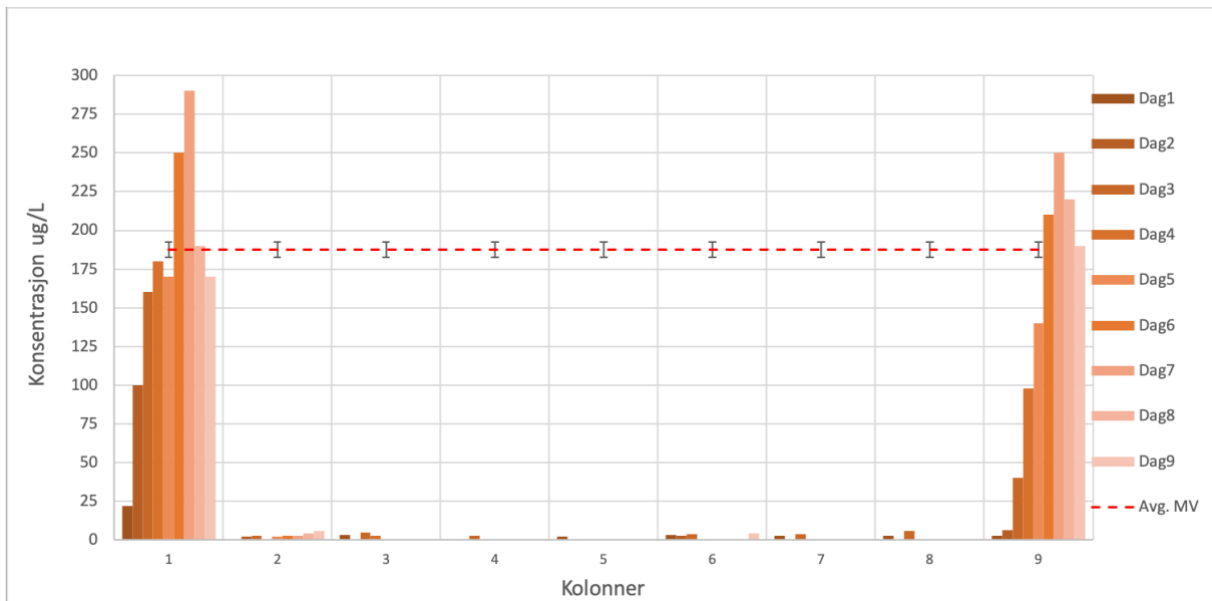
198	8	18:25	27.05.2022	1500	6	163	15,6												
207	8	12:00	28.05.2022	3600				650,0	<LOQ	990,0	1 100,0	<LOD							
216	8	18:30	28.05.2022	800	6,6	159	16,1												
225	8	11:30	29.05.2022	810	6,3	162	15,5	610,0	<LOQ	910,0	1 100,0	<LOD							
9	9	13:45	20.05.2022	930	7,6	173	15,7	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD							
20	9	17:45	20.05.2022	890	7	165	16,0	<LOQ	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD							
29	9	10:10	21.05.2022	3600	6,9	153	15,9	220,0	2,9	260,0	170,0	<LOD							
38	9	10:15	21.05.2022				15,9												
47	9	13:40	21.05.2022	750	7,1	150	15,7												
56	9	17:40	21.05.2022	740	6,2	151	16,0												
67	9	10:14	22.05.2022	3600	6,7	157	16,0	500,0	6,4	850,0	720,0	<LOD							
76	9	10:15	22.05.2022				16,0												
85	9	13:55	22.05.2022	770	6,4	157	16,0												
94	9	17:15	22.05.2022	700	6,3	157	15,7												
103	9	10:15	23.05.2022	3650	7,7	156	16,3	610,0	40,0	1 100,0	1 000,0	<LOD							
112	9	10:05	23.05.2022				16,3												
121	9	13:40	23.05.2022	700	6,9	156	15,9												
132	9	17:40	23.05.2022	800	6,3		16,0												
141	9	10:28	24.05.2022	3600			15,9	660,0	98,0	1 100,0	1 200,0	<LOD							
150	9		24.05.2022																
159	9	15:00	24.05.2022	1000	7,3	158	15,7												
168	9	10:27	25.05.2022	4000	7,0	156	15,7	650,0	140,0	1 100,0	1 100,0	2,9							
	9	16:00	25.05.2022	1270															
179	9	10:30	26.05.2022	4100	6,3	155	15,9	630,0	210,0	1 000,0	1 100,0	20,0							
	9	17:30	26.05.2022	1450															
188	9	10:30	27.05.2022	3750	5,9	155	16,2	630,0	250,0	1 000,0	1 100,0	53,0							
199	9	18:25	27.05.2022	1600	5,3	154	15,6												
208	9	12:00	28.05.2022	3900				610,0	220,0	1 000,0	1 100,0	91,0							
217	9	18:30	28.05.2022	1500	5,3	154	16,1												
226	9	11:30	29.05.2022	3500	4,7	155	15,5	610,0	190,0	990,0	1 100,0	110,0							
10	Blank	13:45	20.05.2022					<LOD	27,0	260,0	<LOD	<LOQ							
57	Blank	17:30	21.05.2022					<LOD	27,0	280,0	<LOD	<LOQ							
122	Blank	14:40	23.05.2022					<LOD	17,0	270,0	<LOD	<LOQ							
170	Blank	13:30	25.05.2022					<LOD	13,0	110,0	<LOD	<LOQ							
190	Blank	12:30	27.05.2022					<LOD	<LOQ	18,0	<LOD	<LOD							
11	M.vann	13:45	20.05.2022		4,5	150		590,0	190,0	1 100,0	1 000,0	250,0							
58	M.vann	18:50	21.05.2022		3,6	185	16,0	660,0	180,0	1 100,0	1 100,0	290,0							
123	M.vann	14:40	23.05.2022		3,7	208	15,9	680,0	190,0	1 100,0	1 200,0	300,0							
169	M.vann	12:05	25.05.2022		3,8	194	12,6												
189	M.vann	12:30	27.05.2022		3,8	202	12,2	620,0	190,0	1 000,0	1 100,0	280,0							

## Vedlegg C: Grafer fra kolonneforsøk



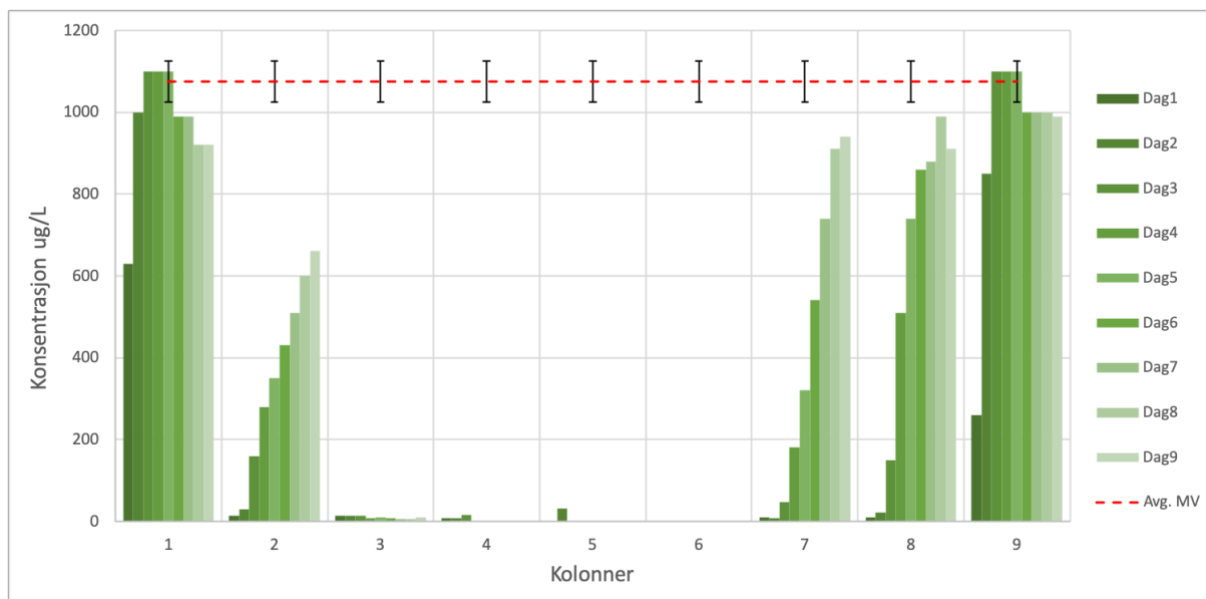
Figur 26: Konsentrasjon målt av Ni etter rensing ved slutten av hver dag gjennom kolonneforsøket.

Rød linje markerer gjennomsnittlig målt konsentrasjon av modellvann med standardavvik.



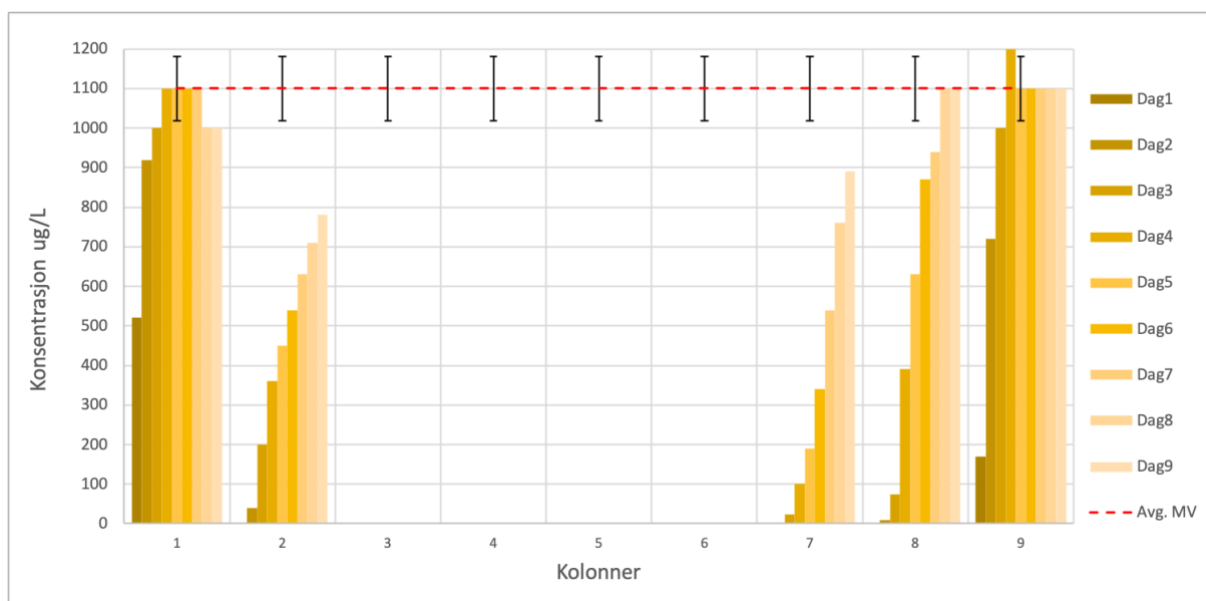
Figur 27: Konsentrasjon målt av Cu etter rensing ved slutten av hver dag gjennom kolonneforsøket.

Rød linje markerer gjennomsnittlig målt konsentrasjon av modellvann med standardavvik.



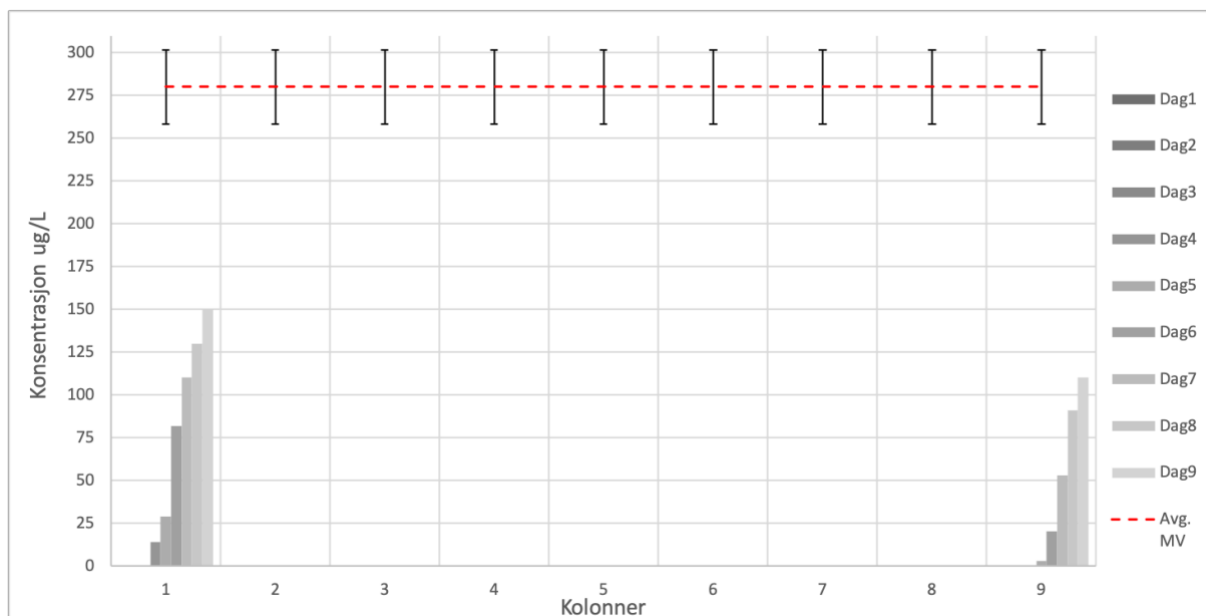
Figur 28: Konsentrasjon målt av Zn etter rensing ved slutten av hver dag gjennom kolonneforsøket.

Rød linje markerer gjennomsnittlig målt konsentrasjon av modellvann med standardavvik.



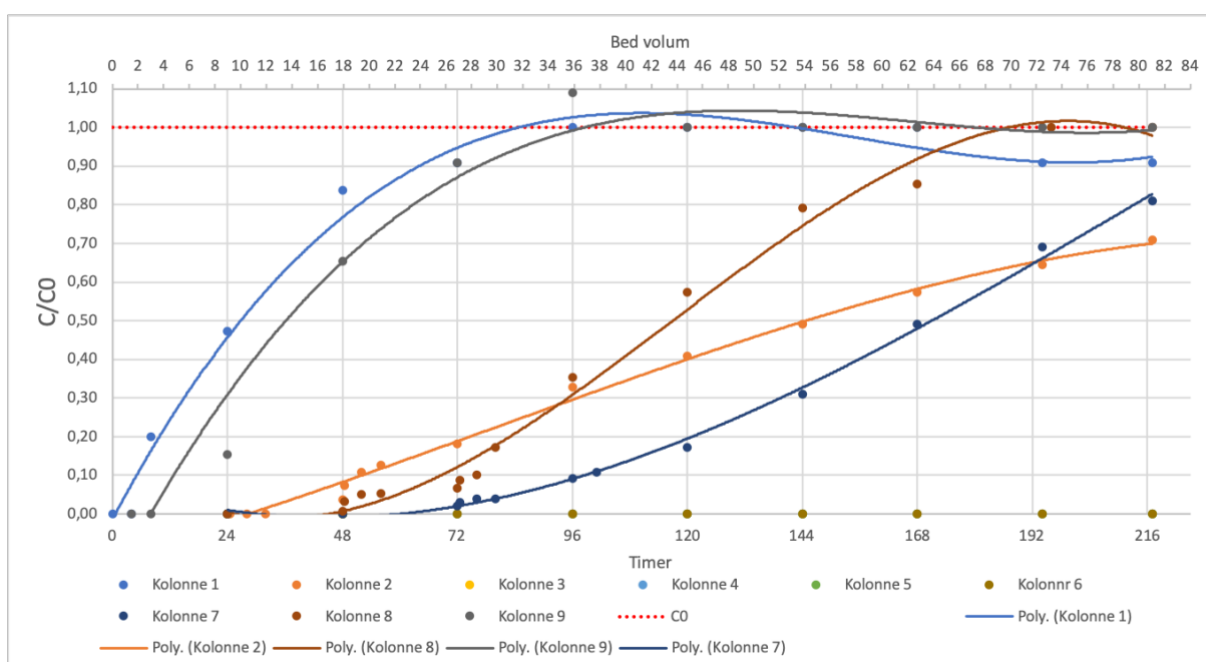
Figur 29: Konsentrasjon målt av Cd etter rensing ved slutten av hver dag gjennom kolonneforsøket.

Rød linje markerer gjennomsnittlig målt konsentrasjon av modellvann med standardavvik.



Figur 30: Konsentrasjon målt av Pb etter rensing ved slutten av hver dag gjennom kolonneforsøket.

Rød linje markerer gjennomsnittlig målt konsentrasjon av modellvann med standardavvik.



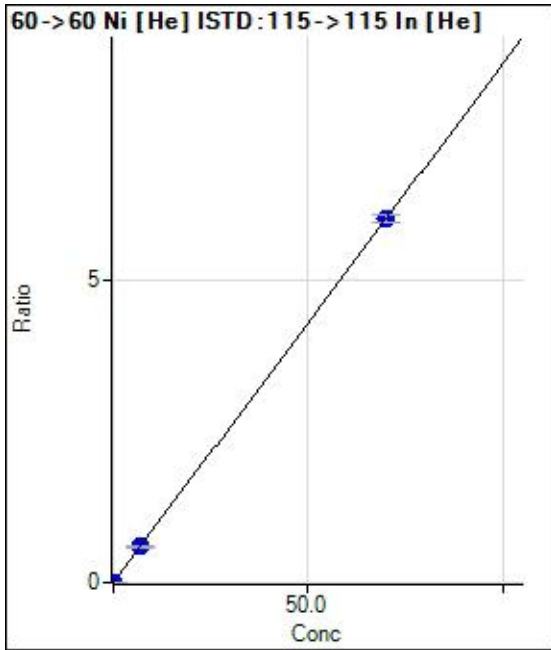
Figur 31: Gjennombruddskurven i hver kolonne for Cd etter prosent fjerning. Kurvene beskrives av en grad 3 polynom

funksjon basert på målte utløpskonsentrasjoner til gitt tid og volum.  $C_0$  er gjennomsnittet av målte konsentrasjoner (1100 ug/L) for modellvannet før rensing der  $y = 1$  tilsvarer teoretisk maks kapasitet til kolonnen.

## Vedlegg D: ICP-MS Kalibreringsrapport

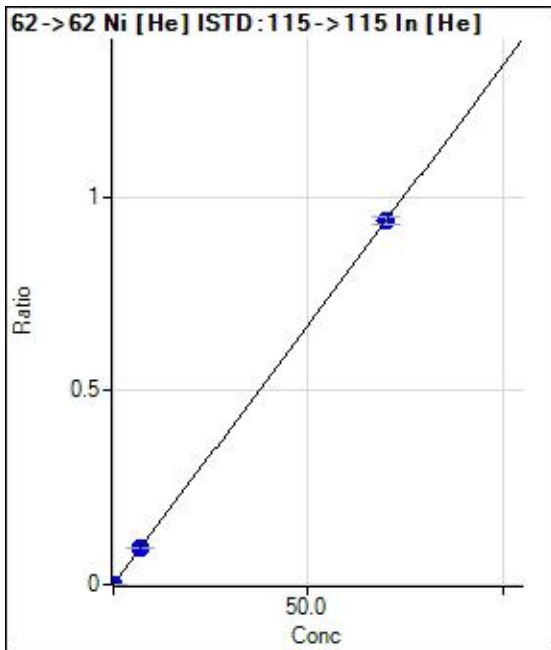
Batch Folder: D:\Data\20220602 Jonas-del2.b\  
 Analysis File: 20220602Jonas\_breakthrough.batch.bin  
 DA Date-Time: 6/2/2022 3:01:07 PM  
 Calibration Title:  
 Calibration Method: External Calibration  
 VIS Interpolation Fit:

Level	Standard Data File	Sample Name	Acq. Date-Time
1	003CALB 20220602 Jonas.D	Cal Blank 3	6/2/2022 12:47:46 PM
2	004CALB 20220602 Jonas.D	Std1	6/2/2022 12:50:15 PM
3	005CALB 20220602 Jonas.D	Std2	6/2/2022 12:52:42 PM
4			
5			
6			
7			



	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	112.22	0.0024	P	26.0
2	<input type="checkbox"/>	7.000	6.902	27753.48	0.5949	P	3.8
3	<input type="checkbox"/>	70.000	70.010	279099.86	6.0127	P	2.1
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

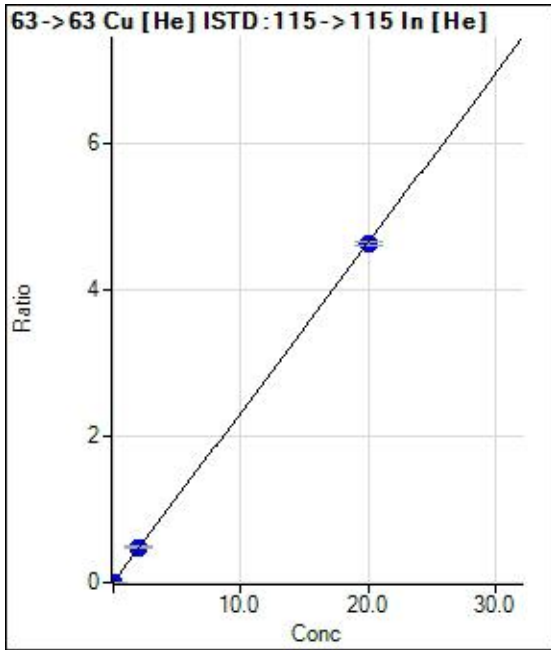
$y = 0.0858 * x + 0.0024$   
 R = 1.0000  
 DL = 0.02166  
 BEC = 0.02783  
 Weight: <None>  
 Min Conc: 0



	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	10.00	0.0002	P	173.2
2	<input type="checkbox"/>	7.000	7.115	4453.90	0.0954	P	0.5
3	<input type="checkbox"/>	70.000	69.988	43482.32	0.9367	P	2.1
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

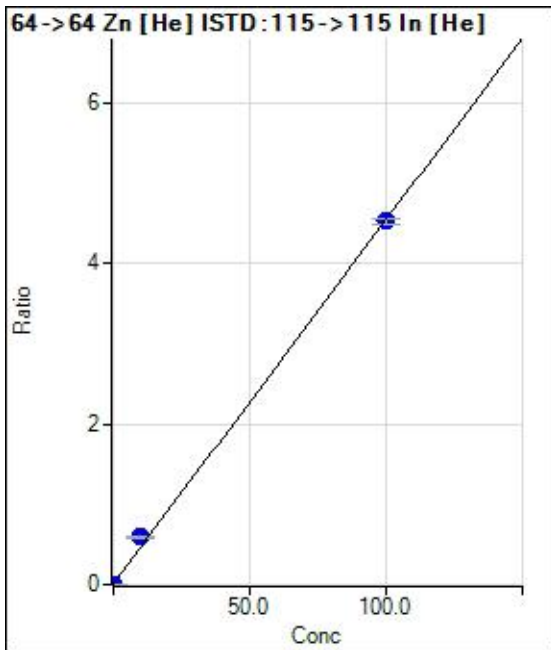
$y = 0.0134 * x + 2.1252E-004$   
 R = 1.0000  
 DL = 0.08253  
 BEC = 0.01588  
 Weight: <None>  
 Min Conc: 0





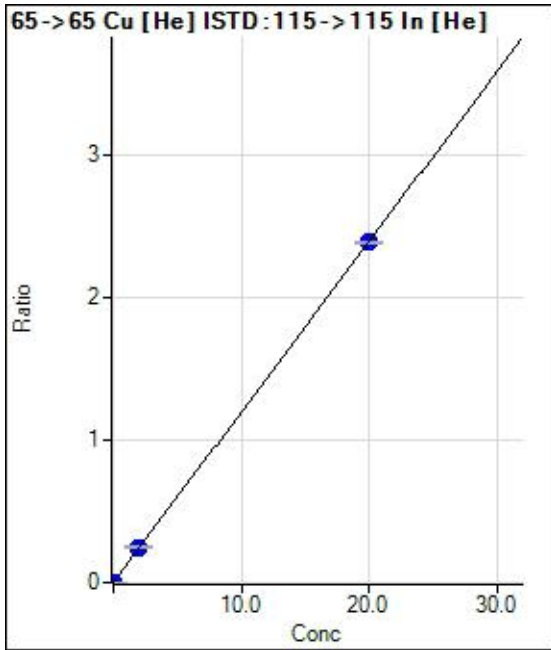
	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	162.22	0.0035	P	25.9
2	<input type="checkbox"/>	2.000	2.074	22589.69	0.4842	P	2.9
3	<input type="checkbox"/>	20.000	19.993	215318.76	4.6378	P	1.1
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

$y = 0.2318 * x + 0.0035$   
 R = 1.0000  
 DL = 0.01158  
 BEC = 0.01492  
 Weight: <None>  
 Min Conc: 0



	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	372.69	0.0079	P	3.9
2	<input type="checkbox"/>	10.000	12.948	27724.25	0.5942	P	2.7
3	<input type="checkbox"/>	100.000	99.705	209939.38	4.5226	P	1.8
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

$y = 0.0453 * x + 0.0079$   
 R = 0.9996  
 DL = 0.02048  
 BEC = 0.1753  
 Weight: <None>  
 Min Conc: 0



	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	60.00	0.0013	P	28.6
2	<input type="checkbox"/>	2.000	2.042	11433.65	0.2451	P	4.7
3	<input type="checkbox"/>	20.000	19.996	110934.05	2.3893	P	0.3
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

$y = 0.1194 * x + 0.0013$

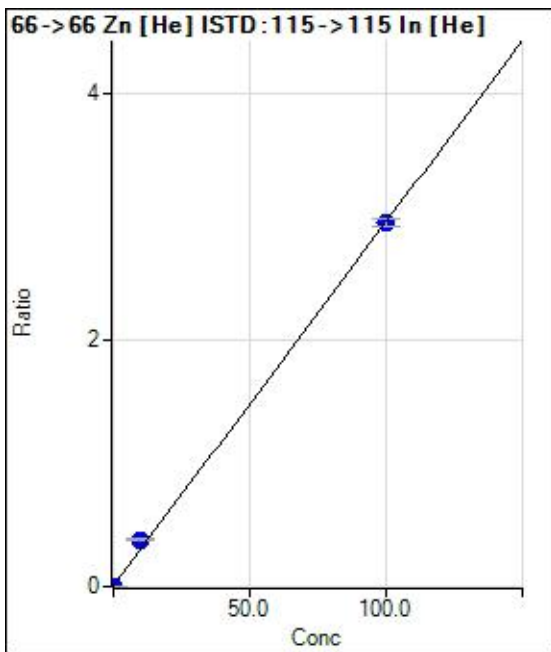
R = 1.0000

DL = 0.009188

BEC = 0.0107

Weight: <None>

Min Conc: 0



	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	282.23	0.0060	P	12.2
2	<input type="checkbox"/>	10.000	12.598	17634.19	0.3780	P	3.1
3	<input type="checkbox"/>	100.000	99.740	136969.33	2.9508	P	2.2
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

$y = 0.0295 * x + 0.0060$

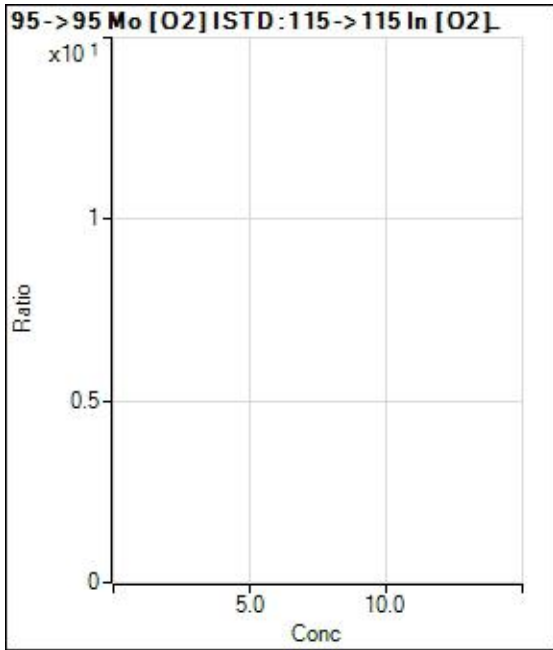
R = 0.9997

DL = 0.07431

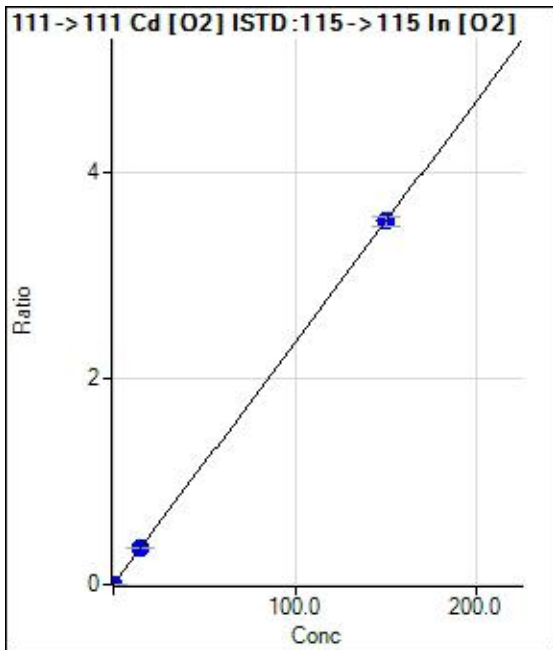
BEC = 0.2036

Weight: <None>

Min Conc: 0

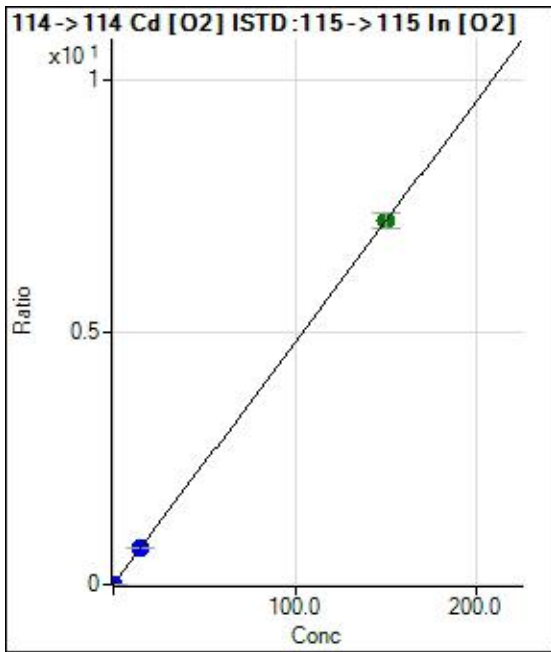


	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>			4.44	0.0000	P	43.4
2	<input type="checkbox"/>			15.55	0.0001	P	24.1
3	<input type="checkbox"/>			15.56	0.0001	P	33.8
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						



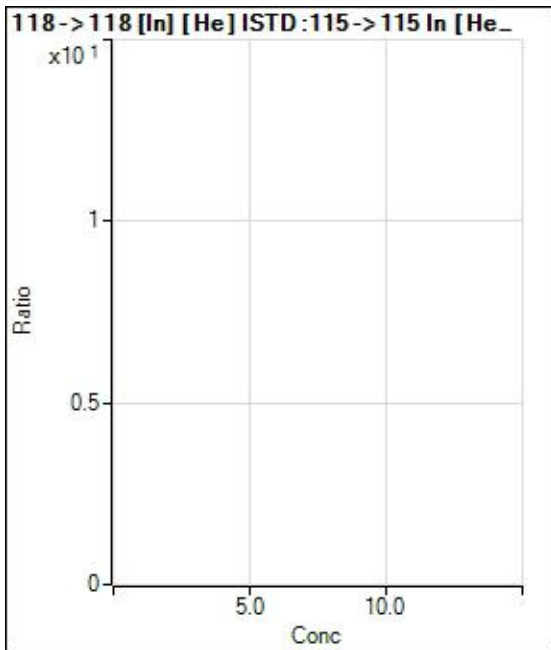
	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	4.44	0.0000	P	173.2
2	<input type="checkbox"/>	15.000	14.847	108079.68	0.3490	P	1.2
3	<input type="checkbox"/>	150.000	150.015	1093115.55	3.5266	P	2.6
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

$y = 0.0235 * x + 1.4473E-005$   
 R = 1.0000  
 DL = 0.003199  
 BEC = 0.0006157  
 Weight: <None>  
 Min Conc: 0

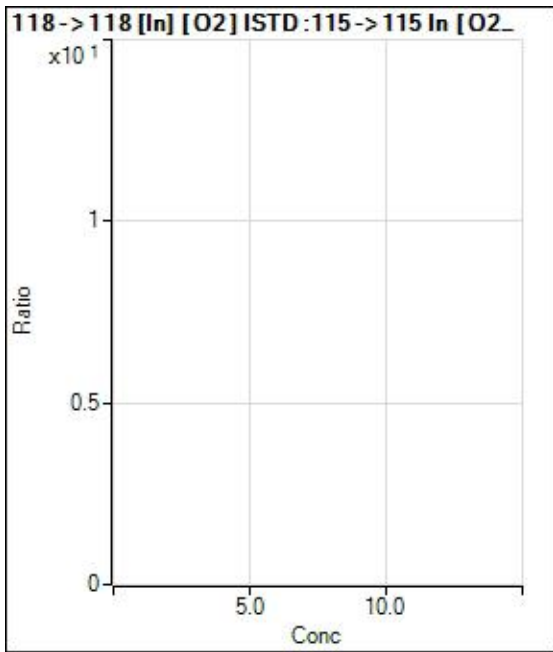


	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	4.03	0.0000	P	84.2
2	<input type="checkbox"/>	15.000	14.837	220493.61	0.7120	P	1.2
3	<input type="checkbox"/>	150.000	150.016	2232848.64	7.1990	A	4.2
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

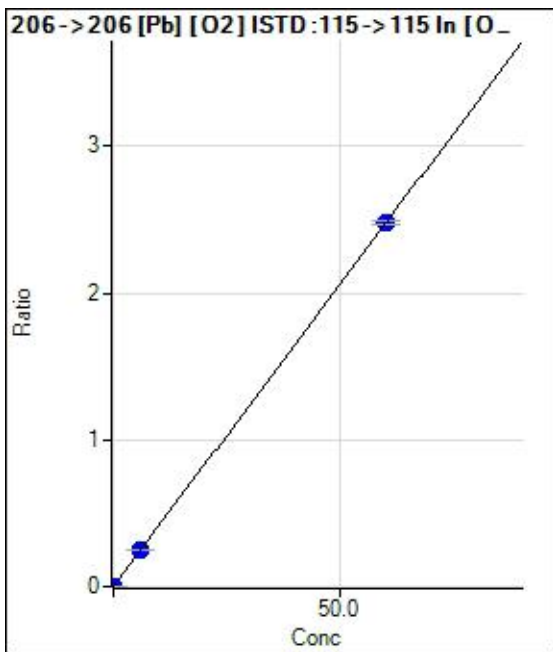
$y = 0.0480 * x + 1.3096E-005$   
 R = 1.0000  
 DL = 0.0006897  
 BEC = 0.0002729  
 Weight: <None>  
 Min Conc: 0



	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>			20.00	0.0004	P	50.0
2	<input type="checkbox"/>			13.33	0.0003	P	41.4
3	<input type="checkbox"/>			23.33	0.0005	P	27.1
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

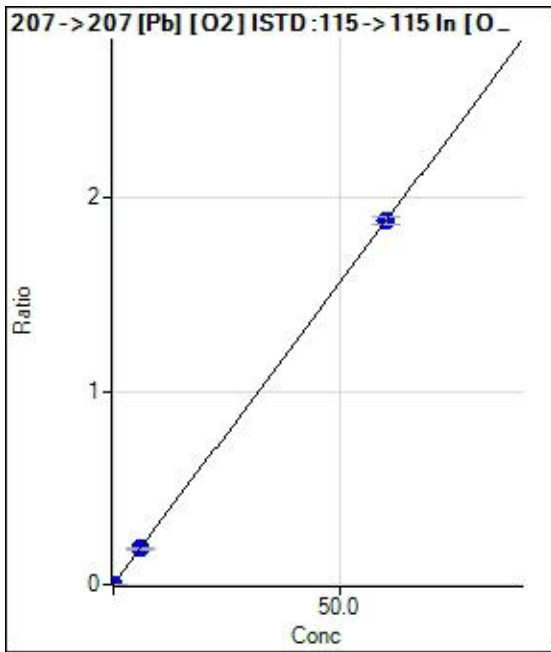


	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>			96.67	0.0003	P	24.0
2	<input type="checkbox"/>			153.33	0.0005	P	49.8
3	<input type="checkbox"/>			100.00	0.0003	P	44.0
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						



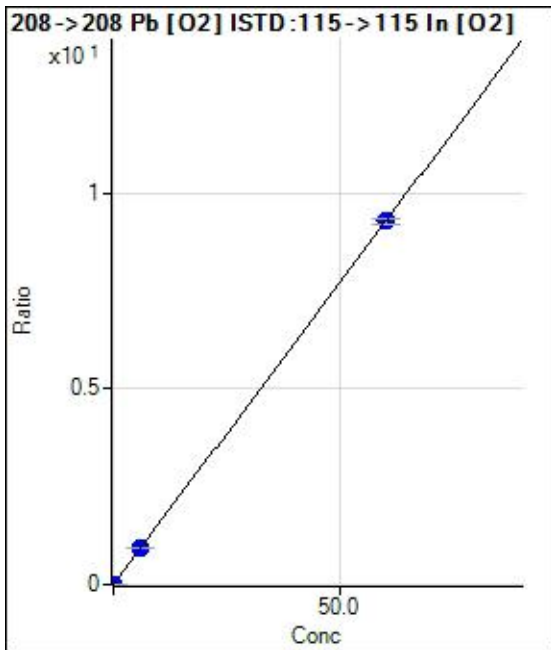
	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	20.67	0.0001	P	22.2
2	<input type="checkbox"/>	6.000	5.998	76685.06	0.2477	P	1.2
3	<input type="checkbox"/>	60.000	60.000	767813.98	2.4766	P	1.0
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

$y = 0.0413 * x + 6.7189E-005$   
 R = 1.0000  
 DL = 0.001084  
 BEC = 0.001628  
 Weight: <None>  
 Min Conc: 0



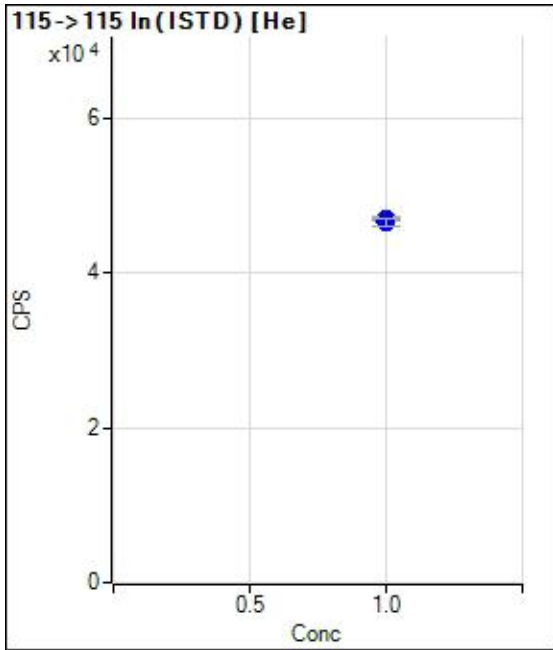
	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	16.00	0.0001	P	64.9
2	<input type="checkbox"/>	6.000	5.910	57370.55	0.1853	P	2.7
3	<input type="checkbox"/>	60.000	60.009	583104.63	1.8811	P	2.0
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

$y = 0.0313 * x + 5.2023E-005$   
 R = 1.0000  
 DL = 0.003233  
 BEC = 0.00166  
 Weight: <None>  
 Min Conc: 0

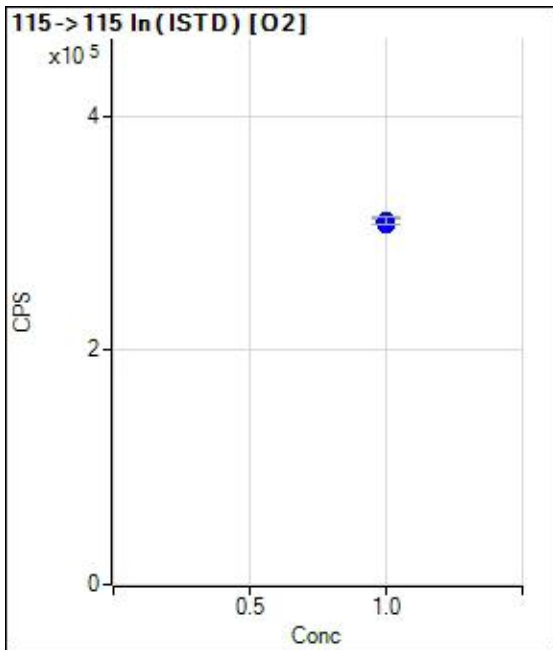


	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	0.000	0.000	94.67	0.0003	P	2.6
2	<input type="checkbox"/>	6.000	5.947	285160.86	0.9210	P	2.0
3	<input type="checkbox"/>	60.000	60.005	2880225.48	9.2910	P	1.8
4	<input type="checkbox"/>						
5	<input type="checkbox"/>						
6	<input type="checkbox"/>						
7	<input type="checkbox"/>						

$y = 0.1548 * x + 3.0783E-004$   
 R = 1.0000  
 DL = 0.0001533  
 BEC = 0.001988  
 Weight: <None>  
 Min Conc: 0



	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	1.000		46930.02		P	0.9
2	<input type="checkbox"/>	1.000		46679.46		P	2.7
3	<input type="checkbox"/>	1.000		46431.94		P	2.2
4	<input type="checkbox"/>	1.000					
5	<input type="checkbox"/>	1.000					
6	<input type="checkbox"/>	1.000					
7	<input type="checkbox"/>	1.000					



	Rjct	Conc.	Calc Conc.	CPS	Ratio	Det.	RSD
1	<input type="checkbox"/>	1.000		307531.14		P	0.2
2	<input type="checkbox"/>	1.000		309682.91		P	1.7
3	<input type="checkbox"/>	1.000		310068.61		P	2.0
4	<input type="checkbox"/>	1.000					
5	<input type="checkbox"/>	1.000					
6	<input type="checkbox"/>	1.000					
7	<input type="checkbox"/>	1.000					



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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway