

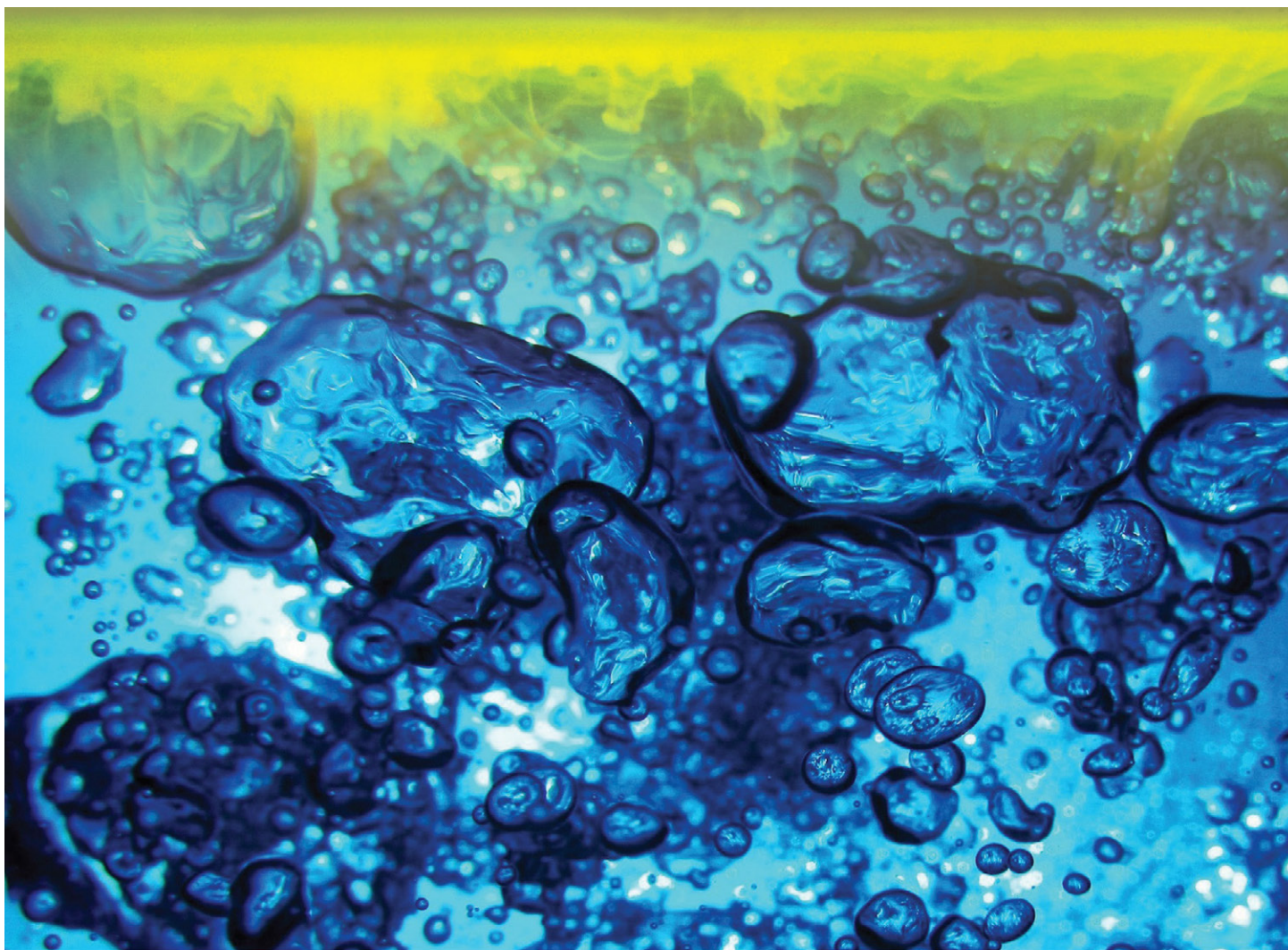


Laboratorietester - rensing av vaskevann fra Nordbytunnelen

Inklusiv datarapport og resultater med vann hentet
31.08.2014 og 18.03.2015

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 521



NORWAT - Nordic Road Water

Tittel

Laboratorietester - rensing av vaskevann fra Nordbytunnelen

Undertittel

Inklusiv datarapport og resultater med vann hentet 31.08.2014 og 18.03.2015

Forfatter

Garshol m.fl.

Avdeling

Trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen

Seksjon

Miljø

Prosjektnummer

603019

Rapportnummer

Nr. 521

Prosjektleder

Kajsa Frost

Godkjent av

Kajsa Frost

Emneord

Tunnelvaskevann, metaller, renseanlegg, sedimentering, kjemisk felling, absorbenter

Sammendrag

I denne rapporten presenteres resultater fra forsøk utført i laboratorieskala, der målet var å redusere tungmetaller i tunnelvaskevann utover det som fjernes ved tradisjonell sedimentering. Forsøkene skulle klargjøre hvilke prosesskombinasjoner som bør benyttes i et pilotrenseanlegg for tunnelvaskevann. Forsøkene inkluderte filtrering, biologisk nedbryting under ulike oksygenforhold, kjemisk felling (PIX (Fe) og PAX (Na-Al)) og polering med ulike absorbenter (GAC, Olivin, jerngranulat og ionebytte). Anaerob nedbryting (sedimentering) med utfelling av metaller som sulfider, i kombinasjon med kjemisk felling (PIX) var prosesskombinasjonen som ga best resultater. Imidlertid kreves oppfølging av sulfidkonsentrasjonene, som kan bli høye og øke toksisiteten til vannet. I pilotanlegget bør det være mulighet for pH-justering, både i forbindelse med felling og før utslipp. Forsøkene har vist at det er vanskelig å oppnå de ønskede rensekravene for Cu og Zn (< 10 og 50 µg/l).

Title

Laboratory tests - treatment of tunnel wash water from the Nordby tunnel

Subtitle

Included data report and results of water sampled 31.08.2014 and 18.03.2015

Author

Garshol m.fl.

Department

Traffic Safety, Environment and Technology Department

Section

Miljø

Project number

603019

Report number

No. 521

Project manager

Kajsa Frost

Approved by

Kajsa Frost

Key words

Tunnel wash water, metals, treatment facility, sedimentation, chemical precipitation, absorbents

Summary

This report presents results from experiments conducted in a laboratory scale, where the aim was to reduce heavy metals in tunnel wash water beyond what is removed by traditional sedimentation. The experiments aimed to clarify which process combinations should be used in a pilot treatment facility for tunnel wash water. The experiments included filtering, biological degradation at different oxygen conditions, chemical precipitation (PIX (Fe) og PAX (Na-Al)) and polishing with different absorbents (GAC, Olivin, granulated iron and ion exchange). Anaerobic degradation (sedimentation) with precipitation of metal sulphides, in combination with chemical precipitation (PIX) was the process combination that gave the best results. Monitoring of the sulphide concentration is however necessary, as they can reach high levels and increase the toxicity of the water. In the pilot facility, it should also be possible to adjust the pH, both associated with precipitation and before discharge. The experiments showed that it was difficult to achieve the treatment requirements desired for Cu and Zn (< 10 and 50 µg/l).

FORORD

NORWAT er et fireårig etatsprogram (2012-2015) som gjennom ny kunnskap skal bidra til at Statens vegvesen planlegger, bygger og drifter vegnettet uten å påføre vannmiljøet uakseptabel skade. Med dette programmet ønsker vi å redusere risikoen for biologisk skade forårsaket av avrenningsvann, redusere utslipp av miljøgifter til resipient og lage renseløsninger som er tilpasset landskap og resipient. Dette skal vi oppnå ved å utvikle anvendbare metoder for når, hvor og hvilke rensiltak skal iverksettes. I tillegg skal vi etablere forslag til retningslinjer og rutiner for drift og vedlikehold av renseløsningene. Ytterligere informasjon om NORWAT inkludert publiserte rapporter finnes på våre nettsider www.vegvesen.no/norwat.

NORWAT Rapport









Laboratorietester - rensing av vaskevann fra Nordbytunnelen

Inklusiv datarapport og resultater med
vann hentet 31.08.2014 og 18.03.2015




Aquateam COWIAS
Rapport nr: 15-032
Prosjekt nr: A040603

Prosjektleder: Eilen Arctander Vik, PhD
Medarbeidere: Frøydis K Garshol, Cand. Scient
Maria Magdalena Rebo Estevez, PhD.
Ashish Sahu, PhD
Mona Eftekhar Dadkhah, PhD
Subhash S Rathnaweera, PhD
Liv Bruås Henninge, Siv.ing.
Arne Lundar, Ing.
Ocelie Kjønne, Lab techn.
Michael S Nilan, M.Sc.
Pascale Stang

Rapportens tittel NORWAT Rapport Laboratorietester – rensing av vaskevann fra Nordbytunnelen. Inklusive datarapport og resultater med vann hentet 31.08.2014 og 18.03.2015	Dato	18.11.2015
	Antall sider og bilag	131
Forfatter(e) sign. Frøydis K Garshol  Maria M Rego Estevez  Mona Eftekhar Dadkhah  Pascale Stang  Subhash S. Rathnaweera  Eilen Arctander Vik  Ashish Sahu 	Ansv. sign.  Eilen Arctander Vik	Ansvarstiltalt Eilen Arctander Vik
		Prosjektnummer A040603/O-14075

Oppdragsgiver	Oppdr.givers ref.
Statens Vegvesen	Kajsa Frost

Rapport versjon	Dato	Signatur
1	18.11.2015	

Innholdsfortegnelse

Forkortelser	5
Sammendrag	6
1. Bakgrunn	8
2. Målsetting	9
2.1. Fase 1	9
2.2. Fase 2	9
3. Litteraturgjennomgang	11
3.1. Nordbytunnelen	11
3.1.1. Generell info	11
3.1.2. Vannmengde	12
3.1.3. Sediment i rensebassenget	12
3.2. Vannmengder ved tunnelvasking.....	12
3.3. Vannkvalitet ved tunnelvasking	13
3.4. Vaskemiddel og påvirkning på vannkvaliteten av vaskevann	15
3.5. Miljøkrav ved utslipp av vaskevann	16
3.5.1. Generelt	16
3.5.2. Toksisitet	17
3.5.3. Utslipp til ulike resipienter	18
3.6. Rensing av tunnelvaskevann	19
3.6.1. Eksisterende praksis-stasjonære løsninger	19
3.6.2. Ny praksis.....	20
3.7. Aktuelle enhetsprosesser.....	22
3.7.1. Oppsamling og rensing i lukket tank	22
3.7.2. Sedimentering	23
3.7.3. Filtrering (sand, flermedia, Ultra- og Nanofiltrering)	24
3.7.4. Biologisk nedbrytning	25
3.7.5. Biofilter	26
3.7.6. Avansert oksidasjon (AOP).....	27
3.7.7. Adsorpsjon.....	27
3.7.8. Kjemisk felling	28
3.7.9. Utfelling av tungmetaller.....	30
4. Metoder og prosedyrer	32
4.1. Prøvetaking.....	32
4.1.1. Fase 1 sommer; tunnelvask 31.08.2014	32
4.1.2. Fase 2 – vinter; tunnelvask 18.03.2015.....	34
4.2. Fordeling av prøvene	35
4.2.1. Fase 1 - sommervann	35
4.2.2. Fase 2 - vintervann	36
4.3. Analyser.....	36
4.3.1. Analyser gjennomført hos Aquateam COWI	36
4.3.2. Analyser ved Eurofins	38
4.4. Gjennomførte aktiviteter	38
4.4.1. Fase 1 – sommervann	38
4.4.2. Fase 2 vinter; tunnelvask 18.03.2015.....	46
5. Resultater og diskusjon	53
5.1. Fase 1 sommer; tunnelvask 31.08.2014.....	53
5.1.1. Prøvetaking og fordeling av prøver	53
5.1.2. Råvannsanalyser.....	53
5.1.3. Vannkvalitetsendringer	55
5.1.4. Sedimentering	56
5.1.5. Olje- og PAH fjerning	61
5.1.6. Kjemisk felling	62
5.1.7. Poleringstester	73
5.1.8. Toksisitet målt på ulike vannkvaliteter	74

5.2.	Fase 2 vinter; tunnelvask 18.03.2015	77
5.2.1.	Prøvetaking og fordeling av prøver	77
5.2.2.	Råvannsanalyser	78
5.2.3.	Anaerob nedbrytning	79
5.2.4.	Filtrering	87
5.2.5.	Kjemisk felling	93
5.2.6.	Økotoksikologi	99
5.2.7.	Slammengder	108
5.2.8.	Nødvendig tilleggrensing for å møte renskravene til god resipient	111
6.	Konklusjoner og anbefalinger	113
6.1.	Vannkvalitet av vaskevann og forventet krav til kvalitet i resipienten.	113
6.2.	Resultater av laboratorieforsøk	114
6.2.1.	Fase 1	114
6.2.2.	Fase 2	115
6.3.	Renseeffektivitet oppnådd gjennom sedimentering og filtrering	117
6.3.1.	Oppsummering	117
6.3.2.	Påvirkning av ulike lagringsteknikker på rens effektivitet	117
6.3.3.	Fordeler og ulemper med ulike renseteknikker – operasjonelle forhold	119
6.3.4.	Renseresultat av kjemisk felling og pH justering av forbehandlet vann	119
6.4.	Vaskemiddelforbruk og vaskemiddelegenskaper	120
6.5.	Toksisitet	121
6.6.	Slammengder	121
6.7.	Renseløsninger	122
6.7.1.	Sedimentering	122
6.7.2.	Kjemisk felling og pH justering	124
6.7.3.	Aerob behandling – luftet tank	124
6.7.4.	Semi-aerob behandling – åpen tank	125
6.7.5.	Anaerob behandling – lukket tank	126
6.7.6.	Anaerob nedbrytning etterfulgt av filtrering	127
6.8.	Anbefalinger	127
7.	Referanser	128

Forkortelser

Forkortelse	Forklaringer
AOP	Advanced Oxidation Process – avansert oksidasjonsprosess
BAT	Beste tilgjengelige teknikker
BOF	Biologisk Oksygen Forbruk
DO	Dissolved Oxygen – løst oksygen
DOC	Dissolved Organic Carbon
EC	Europeisk Kommisjon
ECHA	European Commission HAZAROUS
EQS	Miljøkvalitetsstandarder
FSF	Flotation & Sieve Filtration
GAC	Granular Activated Carbon
GO	Grafen Oksid
HMS	Helse Miljø og Sikkerhet
KOF	Kjemisk Oksygen Forbruk
L(E)C ₅₀	50 % Lethal (dødelig) eller Effect (effekt) konsentrasjonen
LOQ	Level Of Quantification, kvantifiseringsgrense
MF	Mikro Filtrering
MWCO	Molecular Weight Cut Off
NF	Nano Filtrering
OP	Organiske fosforforbindelser
OSPAR (COM)	OSlo- og PARis kommisjonen
PAC	Polymeriserte actvert karbon
PAH	Poly-Aromatisk Hydrokarbon
PAX, PAC, PAM, PIX	Polymeriserte Aluminiumsforbindelser, og jernforbindelser
PEC	Predicted Exposure Concentration – Estimert eksponerings-konsentrasjon
PNEC	Potensiell ingen effekt konsentrasjon (Potential-No-Effect Conc)
RFF	Regionale Forsknings Fond
RO	Reverse Osmosis; omvendt osmose
SRB (SRP)	Sulfatreduserende bakterier (Sulphate reducing prokaryotes)
SVV	Statens vegvesen
SFT, Klif, MDir	Statens ForurensningsTilsyn, Klima- og Forurensningstilsynet, Mijødirektoratet
SZ	Submerged Zone
THC, OiV	Totale HydroKarboner, Olje-i-vann
TGD	Technical Guidance Document
TOC	Totalt Organisk Karbon
TSS, TS, VSS, VS	Totalt Suspendert Stoff, Total Solids, Flyktig suspendert stoff, flyktig solids
TU	Toksisitetsenhet (Toxicity Unit)
WWTP	Wastewater Treatment Plant

Sammendrag

Rapporten inneholder resultater av en litteraturundersøkelse med gjennomgang av resultater fra rensing av vaskevann fra veitunneler samt resultater fra laboratorietester gjennomført med vaskevann fra Nordbyttunnelen fra rengjøring etter en sommer- og en vintersesong. Undersøkelsene ble opprinnelig igangsatt for å skaffe underlag for rensing av vaskevann fra Nordbyttunnelen, men ble etter hvert utvidet til å skaffe forståelsen av hvordan man skal kunne designe rensesystemer for andre tunneler. Laboratorietestene skulle avdekke de prosessrelaterte egenskapene til vaskevannet med tanke på å sikre effektive og kunne vurdere forholdsvis enkle driftsmessige renseløsninger og mer driftskrevende løsninger. Standardløsningen for rensing av vaskevann (og overvann) for tunnelavløp i dag er en rensedam. Et slikt basseng har vært i drift siden 2000 på Vassum for rensing av vaskevann fra Nordbyttunnelen. Vaskevannet fra en tunnelvask lagres i bassenget frem til neste vask, og dette gir bunnfelling av de partikkelbundne forurensningene samt noe nedbrytning av vaskemidler. Prosessene og effektene av de ulike rensesystemene er dårlig dokumentert.

Det ble laget et detaljert prøvetakingsprogram for å skaffe representative vannprøver av vaskevannet som kunne benyttes i laboratorietester av ulike aktuelle rensesystemer; aerob, anaerob nedbrytning, sedimentering, filtrering (ulike grader), kjemisk felling, adsorpsjon og ionebytte. I laboratorieskala er det gjennomført en rekke rensesystemtester med hovedfokus på å redusere innholdet av Cu og Zn i vaskevannet til < 10 og 50 µg/l fordi dette var "krav" man hadde identifisert for Nordbyttunnelen. Bruk av vaskemidler ved rengjøring av tunneler gir en kompleksbinding av tungmetallene som gjør at de blir løselige i vannfasen. Dette gjør at sedimentering blir en lite effektiv rensesystem og det må benyttes andre alternative løsninger. Underveis i arbeidet ble det klart at det er behov for å kunne møte ulike rensesystemer avhengig av hvilken tunnel som trenger rensing. Laboratorietestene inkluderte flere toksisitetstester på rensesystem vann (bakterier, ferskvannsalge og –krepsdyr) slik at vi hadde et bredere grunnlag til å vurdere krav til utslippet.

Laboratorietestene har inkludert undersøkelser av sammensetningen av råvannet (rett etter tunnelvaskingen) samt effektiviteten av følgende prosesser:

- Sedimentering (kort og lang tid)
- Filtrering (1,2 µm, mikrofiltrering, ultrafiltrering og sekvensiell filtrering)
- Biologisk nedbrytning
 - i. Anaerob: Ingen oksygentilførsel – lukket beholder der vann og sediment ble anaerobt (naturlig vei)
 - ii. Luftet: Tilførsel av luft – aktiv lufting.
 - iii. Biologisk: Luftet med tilførsel av bakterier (naturlig inokulum)
 - iv. Semi-aerobisk: Åpen overflate uten tilførsel av luft
- Kjemisk felling (PAX xL60; PAX 18, PIX 313, PIX 318; NaAl(OH)₄) av råvann (nytt vaskevann), sedimentert vann (kort og lang tid) og biologisk behandlet vann (ulike typer biologi og ulik temperatur) med og uten filtrering.
- Polering med tre adsorbenter; GAC, Olivin, jerngranulat og ionebytter (Lewatit) av 5 µm filtrert vann og vann renses med PIX ved pH 5 og 12.

Forsøkene har vist at det er vanskelig å oppnå de strenge rensesystemene man opprinnelig stilte i forbindelse med Nordbyttunnelen mht. tungmetaller. Kjemisk felling var en effektiv prosess for å fjerne tungmetaller, spesielt på vann som hadde vært lagret en lang periode og med biologisk nedbrytning av organisk stoff. Videre oppnådde vi gode resultater ved felling med høy pH og med kun pH justering av vann etter sedimentering/filtrering. Spesielt godt resultat så vi ved kjemisk felling etter anaerob nedbrytning. Dannelse av metallsulfider etterfulgt av kjemisk felling for å fjerne de fine partiklene var vellykket. Polering med adsorpsjon og ionebytte hadde begrenset effekt mht. å forbedre fjerning av tungmetallene. Olivin hadde best effekt, spesielt

mht. fjerning av løst Cu, men Olivin ga utløsning av andre tungmetaller (bl.a. nikkel). Det kan derved bety at det er behov for pH justering for å hindre utlekking av uønskede metaller. Anaerob nedbrytning uten fjerning av sedimenter resulterte i et av forsøkene til at utfelt Cu ble løst ut igjen

På bakgrunn av laboratorietestene er det foreslått flere alternative prosesskombinasjoner som anbefales ved rensing av tunnelvaskevann, bl.a. anaerob nedbrytning som gir utfelling av metallene som sulfider fordi dette gir svært lave konsentrasjoner av tungmetallene. Prosessen krever imidlertid god kontroll med sulfid og med fjerning av de små sulfidpartiklene. I kombinasjon med kjemisk felling er dette en meget interessant prosesskombinasjon.

Anbefalinger

Ved valg av renseløsninger for vaskevann fra ulike tunneler vil praktiske muligheter (tilgjengelig plass for oppsamling og lokal rensing) og kravet til kvalitet i lokal resipient være avgjørende for hvilke teknologier som bør velges. Det finnes mange egnede kombinasjoner av løsninger, og mye informasjon er oppsummert foran. Alternativene er:

- Stasjonære løsninger; oppsamling av vaskevann og rensing på stedet for å møte kravene i lokal resipient
- Oppsamling av vaskevann og rensing med mobile løsninger
- Sentraliserte løsninger i strøk med mange tunneler

Uansett hvilke løsninger som velges, bør det gjennomføres oppfølging av hva man oppnår og hvilke slammengder som produseres slik at man kan forbedre prosedyrene for oppfølging. Erfaring fra anlegg med stasjonære løsninger er at prosedyrer for fjerning av slam oftest mangler. De fleste anlegg er også dårlig utformet med tanke på at slam bør fjernes med jevne mellomrom. Vi vet også alt for lite om hvor mye som faktisk må fjernes og hvor ofte det bør fjernes.

Det anbefales også å undersøke muligheten for substituering av vaskemidlene som benyttes. Det finnes vaskemidler på markedet (gjærne brukt til bilvask), som er mindre toksiske og som ikke danne komplekser med tungmetaller i like høy grad som de vaskemidlene som benyttes i dag.

1. Bakgrunn

De fleste tunneler i Norge har ingen annen behandling av vaskevannet enn et sluk med sandfang, som i hovedsak fjerner større partikler og grovt materiale før utslipp. Dagens praksis i tunneler med høy trafikk-belastning er å behandle tunnellvaskevann i sedimenteringsbasseng der partikulært bundet forurensing kan sedimentere. Bassengene er enten plassert inni tunnelen eller utenfor. Selv om vaskevannet har hatt lang oppholdstid i sedimentasjonsbasseng (1-3 måneder), så er fortsatt nivåene av tungmetaller i utløpet høyere enn det enkelte lokale resipienter tåler.

COWI har fra 2013 til 2015 hatt en rammeavtale med Statens Vegvesen. I 2014 var det designet og planlagt etablert et pilotanlegg for å kunne behandle vaskevann fra tunnelvask av Nordbytunnelen. Pilotanlegget var designet til å behandle 1/10 av vaskevannsmengden som måtte behandles etter hver vask av Nordbytunnelen. Under arbeidet med å velge hvilke renseprosesser og hvilket designgrunnlag som skulle legges til grunn for de renseprosessene som skulle installeres i pilotanlegget, ble det klart at grunnlaget for valg av prosesser var mangelfullt. Man valgte derfor å planlegge og gjennomføre et sett med laboratorietester (Fase 1) med ulike renseteknikker. Formålet med forsøkene var:

- Optimalisere teknisk utforming og dimensjonering av et pilotanlegg for rensing av tunnelvaskevann (type prosess, rekkefølge av prosesser, dimensjonering av prosesser).
- Spesifisere nødvendige tekniske installasjoner i pilotanlegget (lufting, pH-justering, injeksjon av fellingskjemikalie etc.)

Resultatene fra labforsøkene skulle danne endelig grunnlag for prosjektering og utarbeidelse av anbudsgrunnlag for bygging av pilotanlegget. Labforsøkene skulle for å oppnå en effektivisering av driften av pilotanlegget (både tids- og kostnadsmessig), bidra med viktig informasjon til prioritering av forsøkene i pilotanlegget.

Etter avslutning av Fase 1, konkluderte man med at det fortsatt var en rekke forhold som burde undersøkes og som var avgjørende for hvilke valg man skulle gjøre. Statens vegvesen fikk finansiert en kvalifiseringssøknad fra Regionale forskningsfond (RFF) for hovedstaden. Prosjektet som var planlagt skulle benyttes til å:

- Fremskaffe manglende kunnskap om hvordan aktuelle renseprosesser fungerer vinterstid
- Finne renseskrav til vann som kan slippes ut i nærliggende resipienter i Hovedstadsregionen eller som er akseptabelt å sende til kommunalt renseanlegg

Prosjektet har vært en del av aktiviteten som er initiert i forskningsprogrammet NORWAT. NORWAT er et fireårig etatsprogram (2012-2015) som gjennom ny kunnskap skal bidra til at Statens vegvesen planlegger, bygger og drifter vegnettet uten å påføre vannmiljøet uakseptabel skade. Med dette programmet ønsker etaten å redusere risikoen for biologisk skade forårsaket av avrenningsvann, redusere utslipp av miljøgifter til resipient og lage renseløsninger som er tilpasset landskap og resipient. Dette skal vi oppnå ved å utvikle anvendbare metoder for når, hvor og hvilke rensesiltak skal iverksettes. I tillegg skal vi etablere forslag til retningslinjer og rutiner for drift og vedlikehold av renseløsningene.

Denne rapporten oppsummeres resultatene av litteratursøk og laboratorieforsk som har vært gjennomført med vaskevann fra Nordbytunnelen etter en sommersesong (Fase 1) og en vintersesong (Fase 2). Forhåpentligvis kan rapporten danne grunnlag for at Statens vegvesen kan komme fram til akseptable renseløsninger for de > 1000 veitunnelene vi har i Norge.

2. Målsetting

2.1. Fase 1

Litteraturgjennomgang og laboratorieforsøk ble initiert for utvalgte enhetsprosesser og utvalgte driftsforhold for å kunne finne ut hvordan man best kunne kombinere (rekkefølge) av enhetsprosesser slik at de strenge renskravene man har i Nordbyttunnelen kunne møtes. Forsøkene skulle også gi informasjon om fysisk størrelse og variasjoner i dimensjonering som burde testes i pilotanlegget; inklusive filterstørrelse og størrelse av ulike tanker (kontakttid, behov for spylevann etc.). Resultatene fra laboratorieforsøkene skulle bidra til å:

- Fremskaffe detaljinformasjon om hvordan pilotanlegget skulle utformes og designes.
- Innsnevre valget av spesifikke teknologier og enhetsprosesser
- Bestemme i hvilken rekkefølge teknologiene og enhetsprosessene burde kjøres.
- Fremskaffe supplerende informasjon om vaskevannets egenskaper for å kvalitetssikre at den tekniske utformingen av pilotanlegget gir mulighet for å utprøve de rensprosesser og kombinasjoner av prosesser som er relevant for rensing av vaskevannet.
- Vurdere om det er behov for å justere/endre det foreliggende forslaget til design av pilotanlegget.
- Undersøke om det kunne være andre løsninger som er bedre egnet enn de man i dag har valgt i pilotanlegget.

Laboratorietestene skulle gi mulighet til å justere kursen om det skulle vise seg å være aktuelt. Noen av de usikre spørsmålene som var identifisert var bl.a. vært knyttet til:

- Forståelsen av kompleksdannelse mellom vaskekjemikalie og metaller, m.a.o. hvorvidt metaller (her spesielt kobber (Cu) og sink (Zn)) forekommer som løst metall eller som partikulært. Så lenge det er partikulært kan det fjernes «forholdsvis enkelt». Som løst må det benyttes en annen rensprosess og driftskostnadene forventes å øke drastisk.
- Vil lagring av sediment lede til økt kompleksdannelse mellom metaller (spesielt Cu og Zn) og vaskekjemikalie?
- Kan en rask separasjon eksklusive/inklusive små partikler (Kjemisk felling, ulike former for filtrering) hindre at Cu og Zn blir «løst» (kolloider) i vannfasen
- Kan en rask nedbrytning av vaskekjemikalie hindre/ redusere egenskapen til kompleksdannelse? Kan biologisk nedbrytning av vaskekjemikalie fjerne/endre egenskapene til vaskekjemikalie mht. kompleksdannelse
- Forståelse av hva som skjer når oksygenforholdene som følge av nedbrytning av organisk stoff i sedimentasjonsanlegget endrer seg. Dette har betydning for hvor raskt vannet må sendes til neste prosess, om vannet må luftes og hvor lenge sedimentene kan lagres før de må fjernes. Følgende spørsmål skulle undersøkes:
 - Hvor lavt oksygennivå kan man ha i vannfasen før man har anaerobt nivå i sedimentet?
 - Hvis man får anaerobe forhold i sedimentet, hvilke konsekvenser får det for:
 - Utløsning av næringsstoffer (N og P)
 - Endring av partikulært organisk materiale (i sediment) til LOC (løst organisk karbon) og til fine partikler som ikke lar seg sedimentere
 - Endring av partikulære tungmetaller til løste tungmetaller
 - Toksisitet av vannet

2.2. Fase 2

Manglende informasjon fra Fase 1 (2014) skulle fremskaffes og undersøkelsene skulle fremskaffe data slik at resultatene fikk en bredere allmennyttig vurdering, ikke bare for Nordbyttunnelen men for alle andre tunnelprosjekter som er satt i gang i regi av Statens vegvesen. Følgende aktiviteter skulle gjennomføres:

- Innhente manglende kunnskap om vaskevannskvalitet, rater og egnede rense-prosesser:
- Gjennomføre tester og analyser for å supplere manglende data:
 - Vinterkvalitet av vaskevannet
 - Vannkvalitetsvariasjoner
 - Bedre forståelse av toksisitetpåvirkningen ved ulik grad av vannrensing
 - Toksisitetstesting i tre trofiske nivåer
 - Nedbrytningsstudier under lavere temperaturer og påvirkning på dimensjonering og rensegrad av ulike renseprosesser
- Gjennomføre studier for å forstå mekanismene som reduserer vaskevannets giftighet
- Evaluere resultatene for valg av løsninger for å dekke behovene i flere planlagte tunnelprosjekter:
 - Skaffe kunnskap om det nasjonale markedet for vannrenseteknologi for tunnelvaskevann.
 - Vurdere slammengder som produseres ved ulike renseprosesser
 - Oppsummere kunnskap om vaskemidlets påvirkning av rensekompleksiteten
 - Skaffe kunnskap om vannmengder fra vasking av ulike typer tunneler
 - Oppsummere varierende resipientkrav som må kunne møtes

Ved prosjektets slutt skulle det skrives en rapport. Rapporten skal inneholde resultatene fra laboratorietestene i de to fasene; sommer og vinter, samt funn fra litteratursøk. Rapporten skal i sin helhet publiseres i det format som Statens Vegvesen og NORWAT ønsker, og rapporten vil også danne grunnlag for en eventuell hovedprosjektsøknad til RFF eller søknad om støtte fra andre forskningsprogrammer.

3. Litteraturgjennomgang

3.1. Nordbytunnelen

3.1.1. Generell info

Norbytunnelen som har to løp med 2 kjørefelt per løp, er 3867 meter langt og har ca. 32 600 trafikkdøgn per år. Ifølge tunnelvask planen fra Statens vegvesen, vaskes Nordbytunnelen 4 ganger i år med tre halvvaske og en hel-vask. Tunnelvaskevannet samles i en pumpestasjon og pumpes utslipp fra tunnelen under lokalveien til et slambasseng der vannet sedimenterer før det slippes ut i Årungsølva.

Et rensebasseng (sedimenteringsbasseng) har vært i drift siden 2000 på Vassum for rensing av vaskevann fra bl.a. Nordbytunnelen. Vaskevannet lagres i bassenget fra en vask og frem til neste vask og dette gir bunnfelling av de partikkelbundne forurensningene samt noe nedbrytning av vaskemidlet. Driftsprosedyren for bassenget tilsier at det skal tømmes for vann før neste rengjøring av tunnelen settes i gang slik at det er kapasitet til å ta i mot det nye vaskevannet. Sedimentet blir igjen og skal fjernes med jevne mellomrom.



Figur 1. Nordbytunnelen 3,8 km, 4 felt til høyre og sedimenteringsbasseng til venstre øvre bilde. Nedre bildet viser vannkvaliteten i bassenget umiddelbart etter at det er fylt med nytt vaskevann under prøvetakingen i august 2014 (Åstebøl og Vik, 2014).

Erfaringer med eksisterende åpne rensebassenger er at de gror igjen med planter slik at det blir vanskeligere å fjerne slam. Slamfjerning gjøres kun sporadisk. Rutinene med tømming av bassengene for vann før hver vask fungerer heller ikke alltid etter prosedyren. Vaskevannet er også påvist å være både kronisk og akutt giftig for vannlevende organismer (Meland, 2010; Meland *et al.*, 2010; Meland 2012). I november 2014 (www.nysgjerriger.no) rapporterte forskere fra NIVA at avrenning fra rensedammer for tunnelvaskevann til nærliggende resipient gjorde resipientene giftig for fisk.

Opprinnelig hadde Statens vegvesen planlagt bygget et pilotanlegg for å studere ulike renseprosesser ved Nordbytunnelen.

3.1.2. Vannmengde

En fullvask av Nordbytunnelen gir ca. 500 m³ forurenset vaskevann. Oppsamling og pumping av vaskevannet foregår i løpet av 5-10 timer. Noen enkle beregninger er foretatt av vannrater avhengig av en pumpetid på 5, 10 eller 20 timer, se Tabell 1.

Tabell 1. Vannmengder i pumpestasjonen

Mengde / vask (m ³)	500	500	500
Pumping tid (timer)	5	10	20
Beregnet mengde (m ³ /t)	100	50	25
Beregnet mengde (l/sec)	28	14	7

Dimensjoneringen som er lagt til grunn for pilotanlegget er at vaskevannet som kommer inn i pilotanlegget etter en tunnelvask kommer med en rate på 1,5 l/s eller 5,4 m³/t. Dette skal tilsvare ca. 1/10 av et fullskalaanlegg som derved vil få en rate på 15 l/s eller 54 m³/t. Et slikt anlegg vil kunne behandle tunnelvaskevannet etter hvert som det ble generert.

3.1.3. Sediment i rensbassenget

I 2012 gjennomførte Meland (2012a) en undersøkelse av sammensetningen av miljøgifter i det sedimentet (235 m³) som ble fjernet fra Vassum sedimentasjonsbasseng i 2012. Analysene viste betydelig forurensing av tungmetaller og en rekke miljøgifter. Spesielt bør kobber og sink nevnes samt tinnorganiske stoffer, men også enkelte PAH forbindelser, oktylfenol og langkjedede hydrokarboner. Samtidig er det viktig å påpeke at sedimenteringsbassenger generelt er dårlige til å fjerne løste og biotilgjengelige forurensinger. I Vassum er det f.eks. mistanke om at avrenningsvann og vaskevann ikke blir rensset tilstrekkelig, og at dette har en negativ effekt på sjørret i Årungselva (Meland *et al*, 2010).

I følge Meland (2012) hadde sedimenteringsbassenget vært i drift siden 2000 og ikke tidligere blitt tømt for akkumulert sediment. Dette hadde medført en opphoping av sediment i forsedimenteringskammeret som til dels hadde virket som en barriere for innkommende forurenset vaske- og veivann. Dette hadde trolig bidratt til at vaskevann hadde gått i overløp til Årungselva uten rensing. Dette ble observert ved vask av det ene tunnellopet i Nordby høsten 2011.

3.2. Vannmengder ved tunnelvasking

Vannforbruket varierer med type vaskeutstyr og fremdriftshastighet av vaskingen. Torp og Meland (2013) oppsummerte erfaringsgrunnlaget som Statens vegvesen (SVV) har. En studie utført av Statens vegvesen (1997) viser at lavtrykkdyser (< 15 barg) fører til større vannforbruk enn høytrykkdyser (75-150 barg). En studie av 13 tunneler viste en forskjell på 356 % mellom lav- og høytrykkdysene. En annen studie viste at vannforbruket ved bruk av lavtrykkdyser er ca. 100 l/m tunnel ved halvask (vegg og veibane) av en toløps firefelt-tunnel (to felt i hvert tunnellop) og ca. 140 l/m i en toløps trefelts-tunnel (tre felt i hvert tunnellop) (Roseth og Meland, 2006). Ved halvask benyttes ca. 70 % av vannforbruket.

Omtrent 70-90 % av vaskevannet føres ut av tunnelen med overvanns- og drens-systemet, mens resten adsorberes på vegg- og takoverflatene, fordampes eller suges opp av feie- og sugebilene. Sprøytebetong adsorberer typisk mer enn betongelementer. Som et snitt for design av vannrenseanlegg benytter vi 85 %.

I nye tunneler forventes det at man benytter høytrykksspyling. Ved fullvask av en 4-feltsvei tunnel benyttes 80-140 m³ vaskevann/km av tunnel. Et eksempel på beregning av hvilke vaskevannsmengder man da får er vist i (Tabell 2).

Tabell 2. Vannforbruk og avrenning av vaskevann ved helvask av ny tunnel*.

Tunnel,	Vannforbruk, m ³ /km	Avrenning, m ³ /km**	Avrenning vaskevann, helvask hele tunnelen, m ³
4-felt, 2 løps tunnel, lengde 2,2 km	80 - 140	70 - 120	155 – 265 (middel = 210)

* Ref. vannforbruk/avrenning: Statens vegvesen rapp. 295; Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging.

** Antar mellom ~85 % avrenning

3.3. Vannkvalitet ved tunnelvasking

Torp og Meland (2013), Meland (2007, 2010, 2012a), Meland *et al* (2010a-c) og Roseth (2007, 2012, 2013) har gitt en god beskrivelse av metoden som benyttes ved tunnelvasking, de forurensningene som forekommer samt effekten av rensing med sedimentering. Barbosa *et al* (2007) viser at overvann fra hovedveier er mer forurenset enn tunnelvaskevann i Portugal. Han forklarer det ved at det forekommer mindre akkumulering av forurensinger i tunneler enn på hovedveier. Dette kan skyldes at det benyttes andre typer overflater i tunneler og at man har andre klimatiske forhold i Portugal enn i Norge. Meland og Roseth rapporterer at vaskevann fra tunneler i Norge har betydelig høyere forurensingsmengder enn overvann fra hovedveier. Renhold av tunnelene bidrar til utslipp av vann med store mengder miljøgifter, og det er påvist både kronisk og akutt giftighet hos vannlevende organismer (Meland, 2010; Meland *et al*, 2010b; Meland 2012b). I vasking av tunneler i Norge benyttes store mengder vaskemidler.

Roseth *et al* (2012b) har i rapporten «Renseanlegg for vaskevann fra vegtunneler» oppsummert informasjon om kvalitet av urensset og rensset vaskevann fra sterkt trafikkerte vegtunneler. Byman (2012) har gitt en oversikt over sammensetningen av vaskevann fra tunneler basert på drift av tilsvarende anlegg i Sverige. Vaskevannet inneholder en blanding av ulike forurensningsstoffer i løst og partikulær form. Hovedkomponentene er metaller, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, organisk stoff bestående av PAH, hydrokarboner (olje) samt vaskemidler, næringsstoffer og store mengder partikulært materiale (TSS) (Hallberg *et al.*, 2014). Konsentrasjoner av noe av de viktige stoffene funnet i vaskevann fra ulike tunneler i Europa er vist i Tabell 3.

Tabell 3. Konsentrasjoner av forurensninger i vaskevann fra flere tunneler (hentet fra Byman 2012; Stotz and Holldorb, 2008).

Sted	Land	pH	Cd	Pb	Cu	Zn	TSS
			µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l
Nordby	Norge	7.41	1.79	93.6	260	2600	2260
Frejus	Frankrike-Italia	-	-	2750	-	8700	2960
Mont Blanc	Frankrike	-	-	5200-15000	-	4800	5820-23200
Chamoise	Frankrike	-	-	3100	-	4800	2255
Les Monts	Frankrike	-	-	12	-	9900	6678
Fourviere	Frankrike	-	-	26	-	-	2354
Ringnes	Norge	7.5-7.9	-	< 0.516	11-28	119-7510	-
Engelberg (øst)	Tyskland	8.45	0.011	0.71	5500	12	4680
Nordby, SmihagenVassum	Norge	-	-	170	680	13.8	3030

Urenset vaskevann har konsentrasjoner som er > 10 ganger høyere enn de fleste moderate retningslinjer for direkte utslipp. Typiske konsentrasjoner av vaskemidler kan komme opp i 0.15-1.0 vol% (Paruch and Roseth, 2008; Hallberg *et al.*, 2014). Tilstedeværelse av vaskemidler vil kunne bidra til økt pH.

Partikulært bundet tungmetaller

Urenset vaskevann inneholder ofte mye partikler og det er målt opp til 5 g partikler per liter. Dette tilsvarer 5 kg per kubikkmeter eller 1 tonn i 200 m³. Mye av den total forurensningen i vaskevann er knyttet til partikler, men det finnes også komponenter som i stor grad er løst (<0,45-1 µm). Metaller som kan være problematiske i forhold til utslipp er kobber, sink, kadmium, bly og nikkel. Av disse synes bly, nikkel og kadmium å bli effektivt fjernet i renseløsninger som gir sedimentasjon og innlagring av vaskevannet.

Løste tungmetaller

For kobber og sink kan en større andel foreligge som løst i vannfasen, og i mindre grad bli fjernet gjennom sedimentering, spesielt når vaskevannet inneholder store mengder vaskemiddel.

Organiske miljøgifter

Aromatiske hydrokarboner

Noen helsefokuserende PAH-forbindelser som benzo(a)pyren med flere foreligger i uønsket høye konsentrasjoner i urensset vaskevann. Disse kan delvis fjernes i en renseløsning for sedimentasjon og innlagring av vaskevann. Dette er spesielt tilfelle hvis sedimentet inneholder organiske stoffer slik at PAH forbindelsene kan adsorberes til organisk stoff. Oktylfenol har også høy affinitet til partikulært materiale med organisk stoff.

Alifatiske hydrokarboner

I følge Roseth (2013) antas innholdet av total olje for en stor del å være knyttet til partikler. Fjerning av total olje vil derfor følge mønsteret for fjerning av partikler ved sedimentering. I Roseths undersøkelse fra E6 (2013) hadde urensset vaskevann en konsentrasjon av total olje på 7400 µg/l. Storparten av påvist olje var i området C16 – C34 (75 %), noe som tilsvarer diesel og tyngre drivstoff. Tunge og langkjedede oljeforbindelser fra asfalt (C35 – C40) utgjorde litt over 20 % av total olje. Bilder av prøveflaskene som ble benyttet i sedimentasjonsforsøkene av vaskevannet viser imidlertid klart at det på overflaten av flasken etter 80 dagers sedimentasjon fortsatt var et oljebelegg. Ved tilførsel av nytt vann til et basseng, vil denne delen av vannet forsvinne ut i resipienten hvis ikke den fjernes.

Vaskemidler/surfaktanter annet organisk stoff

Såpeforbindelsene bidrar til et høyt innhold av organisk stoff i urensset vaskevann (Roseth og Søvik 2006; Roseth *et al.* 2012; Aasum, 2013). Det ble målt totalt organisk karbon på rundt 500 mg TOC per liter i urensset vaskevann (der det ble brukt såpe ved vasken). En betydelig del av såpekomponentene felles ut med partiklene slik at mengden organisk materiale i vannet kan reduseres raskt ved sedimentering.

I følge Roseth (2013) bidrar biologisk nedbryting av såpekomponentene til å fjerne oksygen i lagret vaskevann. Etter lang tids (flere uker) sedimentering og lagring vil rensset vann være oksygenfritt. I verste fall kan vannet være illeluktende, men det oppstod ingen kraftig lukt ved gjennomførte forsøk, hvilket tyder på at innholdet av sulfat eller svovelforbindelser var lavt. Roseth (2013) konkludert med at lagring av vaskevann (sedimentasjon) var tilstrekkelig renseløstiltak før utslipp til Mjøsa.

Ved tunnelvask utført uten bruk av såpe varierte totalt organisk karbon i urensset vaskevann mellom 10 og 40 mg TOC. Vask uten såpe vil forbedre utslippskvaliteten for rensset vaskevann, og redusere risiko for eventuelle biologiske effekter. I følge Roseth og Søvik (2006) vil

nedbryting og fjerning av vaskestoffene være ekstra viktig fordi disse bidrar til å gi gifteffekter på vannlevende organismer ved lave konsentrasjoner.

Aasum (2013) studerte hvordan bruk av vaskemidler øker mobiliteten av tungmetaller ved sedimentering av tunnelvaskevann. Han studerte et bestemt vaskemiddel som benyttes i Nordbyttunnelen. Tunnelvaskevannet ble hentet fra en veggvask i Nordbyttunnelen som ikke benyttet såpe (dato: februar 2013). Vaskemiddelet som ble benyttet i laboratoriestudiene var TK601 Clean Extra Autovask m/voks, produsert av Teknisk Kjemisk Produksjon AS. Såpeproduktet ble senere tilsatt til tunnelvaskevannet på laboratoriet med følgende konsentrasjoner: Ingen såpetilsetning, 0,5 % såpekonsentrasjon og 3 % såpekonsentrasjon. Forsøksperioden varte 21 dager og metallkonsentrasjoner ble målt i tre forskjellige størrelsesfraksjoner ved tid lik 0, 30 min, 1, 3, 9 og 21 dager. Fraksjonen ble klassifisert som: Partikulært (>0,45 µm), Kolloidalt (0,45 µm til 10 kDa (rundt 1 nm)) og LMM (<10 kDa). Forsøkene ble gjennomført ved 5 og 15 °C. Økende såpekonsentrasjon økte effekten på metallene Al, Cu og Cd samt halvmetallet As, men forårsaket lite variasjon for metallene Zn, W, Ni, Pb og halvmetallet Sb som ble like påvirket av både 0,5 % og 3 % såpetilsetning. Metallene Zn og Cu vakte størst bekymring på grunn av høye konsentrasjoner i LMM fraksjonen (<1 nm), som betyr økt mobilitet ved såpetilsetning og som ga konsentrasjoner i et nivå som var akutt skadelig for akvatiske organismer.

Organiske fosforforbindelser (OP)

Meland og Roseth (2011) undersøkte innholdet av organiske fosforforbindelser (OP) i vaskevann fra tunneler. OP forbindelser er definert som prioriterte miljøgifter og en rekke enkeltforbindelser i denne gruppen mistenkes å være kreftfremkallende, gene- og nerve toksiske stoffer. En av hovedveiene til miljø mener man er via avløpsrensaneanlegg. Marklund *et al* (2005) og Regnery og Puttmann (2010) har påvist at en viktig vei inn i miljøet er via avrenning fra hovedveier. Meland og Roseths studie fra Nøstvedttunnelen på E6 syd for Oslo gjennomført i februar 2011 viste sammenlignbare konsentrasjoner av OP i vaskevann fra denne tunnelen som de man finner i avløpsrensaneanlegg.

3.4. Vaskemiddel og påvirkning på vannkvaliteten av vaskevann

Aasum (2013) gjennomførte en masteroppgave der han studerte hvordan såpen som benyttes påvirker mobiliteten av tungmetaller i avrenningsvann fra vask av veitunnelen på Vassum. Samme vaskemiddel (TK601) som hadde vært benyttet i forbindelse med vasking (vegg og tak) av Nordbyttunnelen ble brukt av Aasum i hans forsøk. Aasum hentet vaskevann fra en veggvask i Nordbyttunnelen der de ikke benyttet vaskemiddel. I laboratoriestudier tilsatte han 0,5 % og 3 % såpe til vannet og studerte hvordan dette påvirket mobiliteten av tungmetallene. Vaskevannet ble etter en skikkelig innblanding av såpen satt til sedimentering i 3 uker ved 4 °C og undersøkte renseeffektiviteten etter sedimentering. De metallene som ble mest påvirket av såpetilsetningen var Zn og Cu. Ni og Cd ble også signifikant påvirket ved høy dosering av vaskemiddel. Figur 2 viser vasking av Nordbyttunnelen med såpe og konsistensen av vaskevannet i prøver tatt umiddelbart etter at vaskingen har foregått. Tabell 4 viser hvilke resultater Aasum oppnådde.

Oppsummeringen av resultater av Aasums sedimenteringsforsøk med vaskevann viser:

- Ingen såpetilsetning; ~95% renseeffektivitet for Zn og Cu, 90% for Ni og Cd,
- 0,5% såpetilsetning; 30% renseeffektivitet for Zn, 85% for Cu, 80% for Ni og 85% for Cd
- 3% såpetilsetning; ~30% renseeffektivitet for Zn, 20% for Cu, 80% for Ni og ~55% for Cd

Stotz and Holldorb (2008) har sammenlignet vaskevannskvalitet med og uten vaskemiddel fra "Engelberg tunnel" i Leonberg, Sverige. Som forventet, rapporterer de en betydelig økning av forurensningsstoffer når tunnelen renses med vaskemiddel. Også har de vist en økning i pH og ledningsevne når rengjøringen inkluderer bruk av vaskemiddel. De konkluderer med at rensing

av tunnelvaskevann kun med bruk av sedimentering ikke gir effektiv nok rensing. Dette stemmer med konklusjonen fra Meland (2012b) der han beskriver typisk norsk tunnelvaskevann.



Figur 2. Vasking av Nordbytunnelen aug. 2014 med bruk av såpe/vaskemiddel (Vik et al, 2015).

Tabell 4. Effekt av vaskevannsforsbruk TK 601 på renseseffektiviteten for fjerning av tungmetaller fra vaskevann basert på data fra Aasum (2013).

Ulike kvaliteter	Zn		Cu		Ni		Cd		Tk 601 dose
	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	%	%
Vaskevann	1 800	n.r.	290	n.r.	~100	n.r.	~0,67	n.r.	
Sedimentering	~100	95	15	95	~10	90	~0,06	90	0
Sedimentering	1 200	30	~40	85	~20	80	0,1	85	0.5
Sedimentering	1 200	30	~240	20	~20	80	0,3	55	3

3.5. Miljøkrav ved utslipp av vaskevann

3.5.1. Generelt

I Norge har man hittil operert med lokale renskrav. Som oftest vil kommunen eller fylket ta utgangspunkt i tålegrensen til nærliggende resipient. I forbindelse med uttesting av tunnelvaskevann ved rengjøring av tunneler på E6 med utslipp til lokale bekker og til Mjøsa, konkluderte Roseth (2013) med at sedimentering og lufting av vannet var tilstrekkelig mht. resipienten. I forbindelse med Nordbytunnelen har man mye mer sårbar resipient og det er foreslått at i tillegg til at vaskemidlets toksisitet må reduseres, må også innholdet av Cu og Zn reduseres til hhv. < 10 µg/l og < 50 µg/l.

I EU sammenheng gjelder for ulike industrier at man skal følge IPPC direktivet der man tilstreber å finne fram til beste tilgjengelige teknologi (BAT= Best Available Technique) for å løse en miljøutfordring. En slik løsning finnes ikke for tunnelvaskevann. Resultatene fra pilottestene skal benyttes til å bygge det nye rensenanlegget for Nordbytunnelen og planlegges å bli førende for fremtidige rensenanlegg for tunneler som driftes av Statens Vegvesen. I prinsippet ønsker Statens Vegvesen å finne fram til en BAT-løsning for tunnelvaskevann. Prinsippet for BAT bygger på en helhetlig vurdering der det tas hensyn til helhetlig renseseffektivitet (luft, vann, avfall og energi) og kostnader.

Utslipp av vaskevann til nærliggende resipienter avhenger av miljøretningslinjer i ulike land. I Europa har man i dag et press fra EU på å innrette seg i henhold til IPPC retningslinjene om å velge beste tilgjengelige teknologi (BAT). Dersom man kan få til en god løsning for denne typen vann, vil man kunne jobbe med å utvikle retningslinjene i Europa gjennom samarbeid.

Vaskevann fra norske veitunneler kan i prinsippet slippes til tre ulike typer resipienter:

- Ferskvann; som normalt er via en bekk eller elv til en innsjø
- Marint miljø. I dette tilfellet kan utslippet være via en bekk eller elv(ferskvann)
- Kloakkrensanlegg. I dette tilfellet vil vannet være påslipp til et ledningsnett.

3.5.2. Toksisitet

Vann som slippes til en resipient skal ikke være toksisk. I henhold til TGD (EC, 2003) benytter man for enkeltstoffer og kjemikalier en ikke effekt-konsentrasjon (PNEC) som sammenlignes med beregnet konsentrasjon i resipienten (PEC) og:

$$PEC/PNEC < 1$$

PNEC verdien bestemmes ved at toksisiteten målt på et minimum av tre trofiske nivåer (f.eks. alge, krepsdyr og bakterie) gis en sikkerhetsverdi som minimum =100 for å ta høyde for at det finnes mer følsomme arter. Utgangspunktet er at det skal være < 5 % sannsynlighet for toksisk effekt. Har man mange stoffer i en blanding slik vi har i tunnelvaskevann kan man anta en additiv effekt og:

$$\sum (PEC/PNEC) < 1$$

Risikoen er imidlertid at man ikke har målt toksisiteten på alle stoffene, derfor vil man i et industriutslipp også måle toksisiteten på de samme trofiske nivåene. Giftighet av vannkvaliteten oppgis i %, fordi testen er gjennomført ved å fortynne prøven i ferskvann eller sjøvann avhengig av resipient og organismer testet. Man velger den laveste målte toksisitetsverdien og benytter den i vurderingen. Dersom $EC_{50} > 100 \%$, betyr det at organismen som er den mest følsomme må eksponeres for > 100 % av denne vannkvaliteten, for at vekstraten eller dødeligheten skal reduseres. Når EC_{50} er 20 % betyr det at dersom det vannet som alge, bakterie eller krepsdyr eksponeres til er fortynnet > 5 ganger i resipienten, vil det ikke kunne påvises toksisk effekt. Høye verdier tilsvarer lav toksisitet på vannet. 100 % betyr at vannet ikke er toksisk selv når organismene eksponeres til 100 % avløpsvann.

Når det gjelder avløpsvann med en blanding av ulike stoffer, er det vanlig å benytte toksisitetenheter ($TU = PEC/L(E)C_{50}$) for hvert stoff for å bedømme utslippets samlede toksiske potensial. TU-verdien angir den fortykning av avløpsvannet som må til for å redusere toksisiteten til 50 % i den aktuelle toksisitetstesten. Basert på SFT (2000) er det antatt at virkningen av de ulike toksiske stoffene vil være additiv. Toksisitetshet for hvert enkeltstoff i blandingen kan da summeres for å finne toksisk enhet for blandingen (TU_{bland}):

$$TU_{bland} = TU_{stoff 1} + TU_{stoff 2} + TU_{stoff 3} + \dots$$

Avløpsvannets toksisitet blir da $100/TU_{bland} = vol \%$

En slik beregning kan benyttes dersom man vet hvilke komponenter i et avløpsvann som bidrar til toksisiteten i en vannkvalitet. Dersom det er godt samsvar mellom teoretisk beregnet toksisitet og målt toksisitet på utløpsvann, har man klart å identifisere de viktigste komponentene i avløpsvannet som bidrar til toksisitet. Naturvårdsverket (1996) klassifiserer industriutslipp i forhold til toksisitet som følgende:

- Lite toksisk: $L(E)C_{50}$ er >70 vol %
- Moderat toksisk: $10 \% < L(E)C_{50} < 70 \%$
- Mye toksisk: $L(E)C_{50}$ er <10 vol %.

Normalt vil man benytte flere ulike toksisitetstester i denne typen undersøkelser, helst fra tre trofiske nivåer, f.eks. bakterier, alger og krepsdyr. Hvis et utslipp går til ferskvann, benyttes ferskvannsarter i testene og hvis det går til sjøvann benyttes marine arter. For en prøve som viser $TU = 2$ eller $L(E)C_{50} = 50 \%$ trengs en fortykning på > 2 for å komme lavere enn en konsentrasjon der 50 % av organismene dør. For å komme under en PNEC = Potensiell No Effekt konsentrasjon (der <5% av dyrene får problemer) må fortykningen være > 200.

Når man har målt toksisitet på avløpsvannet, vil $TU_{\text{bland}} = 100/\text{vol \%}$ basert på akutt toksisitet. Man skal ikke påvise toksiske effekter i resipienten. $100 \% \rightarrow TU_{\text{bland}} = 1$ basert på akutte tester. En sikkerhetsfaktor på 100 \rightarrow vannet må fortynnes 100 ganger for at *utslippet* er akseptabelt. TU bør være $< 0,01$

3.5.3. Utslipp til ulike resipienter

Norske veitunneler finnes spredt over hele landet og er lokalisert ved innsjøer, store elver, små elver, ved havet og i tettbygde strøk i byer. Resipienten for et rensert vaskevann vil derfor variere fra sted til sted. Som grunnlag for våre vurderinger av renserebehov for vaskevann fra ulike tunneler har vi foreslått kvalitetsmål for en ferskvannsresipient, en marin resipient (fjord) og for kommunalt nett. Våre foreslåtte kvalitetsmål baserer seg for næringsalter, solids, pH og organisk stoff på Miljødirektoratets veiledninger for god kvalitet i ferskvann (SFT, 1997) og god kvalitet i marint miljø (Bakke *et al*, 1997; 2007). For miljøgiftene (tungmetaller og PAH) har vi basert kvalitetskriteriene på Weideborg *et al* (2012) som inkluderer nye kvalitetsmål, EQS verdier for samme type resipienter. Det finnes ikke kriterier for hydrokarboner (THC) i disse veiledningene, men i forbindelse med utslipp av produsert vann til Nordsjøen har Oslo og Paris kommisjonen (alle land med utslipp til Nordsjøen; f.eks. N, UK, S, DK, NL, F) blitt enig om PNEC (potensiell ingen effekt-konsentrasjon) for THC (olje) ved utslipp til marint miljø. Denne benyttes for offshore installasjoner og raffinerier og gassanlegg med renselanlegg langs kysten. Vi ser ingen grunn til at denne skal være forskjellig i fersk- og saltvann og har benyttet samme verdi begge steder (OSPAR, 2014). For vurdering av målt toksisitet på rensert vaskevann fra veitunneler har vi brukt som utgangspunkt at utslippene til ferskvann og saltvann ikke skal ha toksiske effekter på miljø. Ved målinger av toksisitet av rensert vaskevann er det i Fase 2 av prosjektet som er gjennomført for Statens vegvesen benyttet tre trofiske nivåer (alge, krepsdyr og bakterier) og vi har benyttet laveste målte TU (toksisitetsenhet) og basert våre vurderinger på at det ikke skal påvises toksiske effekter i resipienten. I dette vedlegg 1 er det gitt en egen forklaring på toksisitetvurderingene som er lagt til grunn.

For påslipp av tunnelvaskevann til kommunalt nett må det tas hensyn til forskriften (Miljøkommune, 2015) for avløpsvann fra tunneler i driftsfasen (utarbeidet av kommunene):

Det bør under alle omstendigheter gjennomføres en vurdering for å avklare hvilken effekt avløpsvannet vil ha på rensesprosess og avløpslam før påslippet etableres.

Mulige driftsproblemer på kommunalt renselanlegg

- Kan virke forstyrrende på biologisk rensesprosess og eventuell kjemisk felling på grunn av høy pH og innhold av såpekomponeenter.
- Kan medføre tilførsel av miljøskadelige stoffer som akkumuleres i avløpslammet.

Det skal vurderes tiltak på anleggsstedet:

- rensing av avløpsvannet med partikkelfjerning og oljeutskiller før utslipp til kommunalt ledningsnett

I kvalitetskravene til vann som kan slippes på kommunalt nett (Tabell 5) er det satt krav til at vannet skal være $< 50 \%$ nitrifikasjonshemmende når det slippes på nettet. Dette betyr en TU verdi på 2 i forhold til nitrifikasjonshemmingstesten.

Tabell 5 viser oversikten over krav til vannkvalitet for å tilfredsstillere kravene til påslipp til kommunalt nett og kravene til kvalitet i en ferskvannsresipient og i kystfarvann for å tilfredsstillere krav til god kvalitet i resipienten (SFT, 1997a/b, Weideborg *et al*, 2012, Bakke *et al*, 2007;2011 og Miljøkommune, 2015). For å tilfredsstillere kravene til god kvalitet i en ferskvanns- eller sjøvannsresipient kan det tas hensyn til fortynningen i resipienten (vannføring i elv/bekk) eller fortynning i fjorden eller innsjøen.

I ECs TGD (EC, 2003), foreslås at en realistisk konservativ betraktning kan det benyttes en fortynningsfaktor på 100 ved utslipp i kystsonen hvis ingen annen informasjon er tilgjengelig.

Ved beregning av fortynningsfaktoren bør det for bekker/elver bør det tas hensyn til minstevannføringen, f.eks. 5 % laveste ukemiddel over siste 10 år.

For toksisitet målt i utslippet er det ikke etablert kvalitetskrav i resipienten, men i hht. til EC TGD skal utslipp ikke ha toksiske effekter i resipienten. TU er beregnet med utgangspunkt i akutt giftighet og ved en TU på 1 har vi ingen akutte toksiske effekter og det anbefales at man benytter en sikkerhetsfaktor på 100 for å ta hensyn til at det kan være mer følsomme organismer i resipienten. Det gir at TU bør være <0.01 slik vi har anbefalt i Tabell 5.

Tabell 5. "God kvalitet" i ferskvannsresipient (SFT, 1997a, Weideborg et al, 2012) og kystfarvann (SFT, 1997b, Bakke et al, 2007) samt krav til kvalitet ved påslipp til kommunalt ledningsnett i Oslo (Miljøkommune, 2015).

Vannkvalitet	Konsentrasjon							
	THC (mg/l)	PAH (µg/l)	pH	Tot-P (µg/L)	Tot-N (mg/L)	NH ₄ /NO ₃ (mgN/L)	TOC (mg/l)	Toks. TU
Bekker/innsjø, god kvalitet ^{1), 2), 3)}	0,07**	11,3***	6-8	11	0,4		3,5	0,01
Påslipp kommunalt nett i Oslo*	50		6,1-10	8	60		200***	2****
Kystfarvann (marint)	0,07**	2,4***		12 ⁴⁾	0,25 ⁴⁾	19/12 ⁴⁾		0,01

Vannkvalitet	Konsentrasjon							
	TSS (mg/l)	Zn (µg/l)	Cu (µg/l)	Cr (µg/l)	Pb (µg/l)	Hg (µg/l)	Cd (µg/l)	Ni (µg/l)
Bekker/innsjø, god kvalitet ^{1), 2), 3)}	3	11	7,8	3,4	1,3	0,05	0,08	1,7
Påslipp kommunalt nett i Oslo*	400	500	200	50	50	2	2	50
Kystfarvann (marint)		2,9	0,64	3,4	2,2	0,05	0,24	2,2

*vannet som slippes på nett skal være < ** OSPAR PNEC verdi; EQS sum av enkeltforbindelser *** Naftalen

**** nitrifikasjonshemming

¹⁾Tungmetaller EQS ferskvann (2012) ²⁾ Organisk stoff, fosfor, nitrogen, solids fra veileder SFT, 1997. ³⁾ Toksisitetshenhet (TU), TU i resipient er basert på en sikkerhetsfaktor på 100 for å ta hensyn til mulige kroniske effekter, SFT 1750/2000 ⁴⁾ Overflatelag sommer

3.6. Rensing av tunnelvaskevann

3.6.1. Eksisterende praksis-stasjonære løsninger

I Norge i dag er sedimentering den løsningen som benyttes for vaskevann fra tunneler slik det også gjøres med avrenning av overvann fra vei. Det har vært gjennomført en rekke studier av rensing av vaskevann fra tunneler (Byman, 2012; Hallberg, 2014, Melan og Rosnes, 2011 etc.). De aller fleste studiene har vært gjennomført i laboratorieskala og typiske teknologier som har vært studert er kjemisk felling (koagulering/flokkulering etterfulgt av sedimentering, membranfiltrering, adsorpsjon med organiske og uorganiske adsorbenter, samt direkte eller indirekte påslipp til eksisterende avløpsrenseanlegg (Hallberg et al., 2014; Paruch and Roseth, 2008; Stotz and Holldorb, 2008). Direkte påslipp til nærmeste avløpsrenseanlegg avhenger av anleggets kapasitet og lokale utslippskrav (Stotz and Holldorb, 2008).

Vaskevann fra tunneler i Sveits, Tyskland andre alpine land benytter ofte indirekte eller direkte påslipp av vaskevann til avløpsrenseanlegg. Typisk forbehandling inkluderer bruk av sedimenteringsanlegg for overvann (Morrin, 2014), men organisk belastning (KOF) reduseres nesten ikke i disse (Stotz and Holldorb, 2008). I Følge Mroz et al. (2008) renses tunnelvaskevann i hht. følgende rensetrinn:

1. Sedimentering i eget vaskekjøretøy
2. I avløpsrenseanlegg:
 - a. Oppsamling av grove partikler i en forsedimentering
 - b. Mekanisk siling (typisk 3 mm sil-åpning)

- c. Kjemisk felling (koagulering/flokkulering og sedimentering)
- d. Olje separasjon

Hallberg *et al*, 2014 viser hvordan bruk av vaskemidler hindrer effektiv rensing med kjemisk felling. Siden partikulært materiale oftest fjernes med sedimentering vil olje kunne gi problemer fordi den flyter på overflaten. Ofte kan denne fjernes med en oljeavskiller i forbindelse med sedimenteringsprosessen. I Sverige lagres ofte vannet i 36 timer før det slippes til resipient og ofte passerer det en sandfelle før utslipp.

Kildene til tungmetaller i overvann er omtrent de samme som i vaskevann fra tunneler, selv om konsentrasjonene kan variere. Bruk av biofilter for å fjerne tungmetaller fra overvann er godt kjent teknologi (Blecken *et al.*, 2008). Størsteparten av tungmetallene er knyttet til suspendert stoff og dette kan variere fra store partikler ($> 75 \mu\text{m}$) via mindre partikler ($75 - 1 \mu\text{m}$) til kolloider ($< 1 \mu\text{m} - 1 \text{nm}$) (Muthukrishnan, 2006). Kjemisk felling er en effektiv måte å fjerne de minste partiklene (Campbell, 1994). Ved bruk av vaskemidler, spesielt med fosfat eller andre kompleksbindere, vil vannkvaliteten endre seg signifikant (Stotz and Holldorb, 2008). I Sveits er det kun lov å benytte vaskemidler ved rengjøring av tunneler hvis alt vaskevann som dannes samles og renses (Fette, 2000).

3.6.2. Ny praksis

Norge har > 900 tunneler og er hjemland for den lengste tunnelen i verden, men ikke alle disse tunnelene rengjøres i dag eller har rensesystemer for vaskevann. Hvis vi tenker utvikling av ny renseteknologi er markedet for en leverandør sannsynligvis moderat, men det er et spennende nisjemarked i Norge, Europa og noen andre steder i verden.

Et heldig utgangspunkt for rensingen av vaskevann er at vaskevannet tilføres på kort tid - i løpet av 1-2 påfølgende netter (kun vask på natt) og at vaskevannet ikke behøver å være ferdig rensed og ledet til resipient før 1-3 måneder (avhengig av når neste vask starter). Man har således mye tid til disposisjon. Magasinivolum (vaskevannsmengder) for et fullskala-anlegg for Nordbytunnelen er 500 m^3 . En begrensning for fullskala anlegg er at det kun kan bestå av ett magasineringsvolum tilsvarende vaskevannsmengden fra full tunnelvask (2 netter) = 500 m^3 . En renseløsning basert på flere magasiner med denne størrelsen bestående av ulike adskilte rensesprosesser i rekke, er utenkelig både plass- og kostnadsmessig.

Rensingen må skje i hovedmagasinet med muligheter for tilleggsrensing (for- og etterbehandlinger) før vaskevannet ledes ut til lokal resipient. Vegvesenet har folk til stede i forbindelse med hver tunnelvask, og det er nærliggende å tenke seg to prinsipielt forskjellige former for rensing:

Lokale løsninger

Dette inkluderer sedimentering i hovedmagasinet kombinert med tilleggsrensing lokalt plassert. Fokus i en slik løsning vil måtte være på å kunne utnytte det personellet som er tilstede ved gjennomføring av tunnelvaskejobben, eventuelt med noen dager ekstra arbeid for å slutføre jobben før alt vann er ledet ut til resipient og slam levert til aktuelt mottak. Driftspersonalet ankommer tunnelen som skal rengjøres i forkant av jobben som skal gjennomføres. Slam må fjernes og transporteres til avtalt mottak. Anlegget klargjøres for mottak av nytt vann. En mulig tenkelig løsning er selvsagt å benytte åpne bassenger som benytter planter for å renses vannet. Vegvesenet er i midlertidig skeptiske til slike åpne løsninger pga. gifteffekter på akvatiske organismer som tiltrekkes til disse anleggene. I det åpne bassenget ved Nordbytunnelen har man observert dødelighet av frosk som lever i bassenget. Dette gir dårlig miljøreklame for Vegvesenet. Ikke alle tunneler er lokalisert slik at man har lett tilgang på så store arealer som dette krever.

Det er derfor nærliggende å tenke seg en løsning som f.eks. lokaliseres inni tunnelen. Å sprengre ut et ekstra volum når man er gang med sprengingen av tunnelen er relativt enkelt,

men volumet må være akseptabelt. Det er ikke like enkelt å gjøre dette der man skal finne løsninger for eksisterende tunneler.

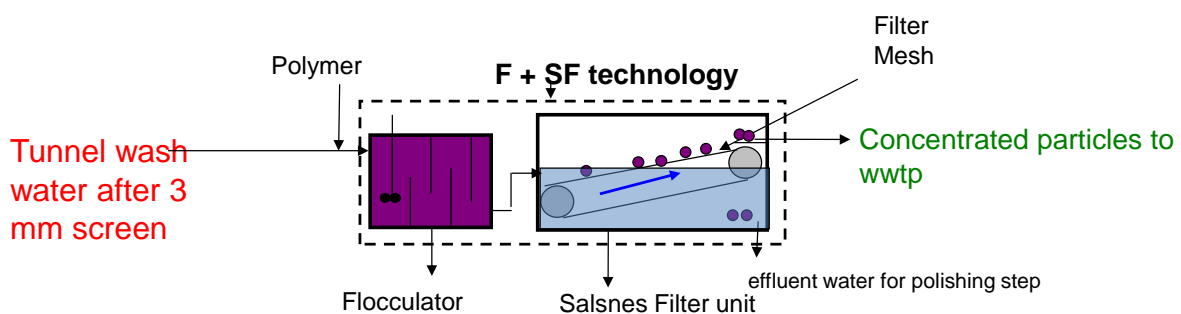
I en lokal løsning vil man kunne tenke seg at vannet sedimenteres i eksisterende sedimenteringsanlegg. Etter 1-2 dager pumpes vannet via et koagulerings og flokkuleringstrinn, eventuelt etterfulgt av et sandfilter og til slutt et adsorpsjonsfilter og et alkalisk filter til utslipp. Den siste delen av anlegget kan behandle en mindre vannmengde slik at prosessen er ferdig i løpet av ca. 1 måned. Slam fjernes og anlegget klargjøres til neste tunnelvask.

Trailerbaserte renseløsning som kan benyttes for mange tunneler

En trailerbasert løsning kunne i prinsippet ta ansvaret for etterbehandling av vaskevannet (etter sandfang og sedimentering) eller hele rensesprosessen for mange tunneler. Sammen med mannskapet som er ansvarlig for rengjøring av tunnelen kommer driftspersonale for rensingen. De har med en trailerbasert renseteknisk løsning. Denne kan inkludere ulike prosesskombinasjoner, f.eks.:

- Biologisk rensing (biofilm) etterfulgt av flotasjon eller membranfilter etterfulgt av adsorpsjon. Slambehandling er inkludert
- Kjemisk felling kombinert med flotasjon for fjerning av kjemisk utfelt slam, etterfulgt av sandfiltrering, adsorpsjon og alkalisk filter om nødvendig
- Adsorpsjon eventuell oksidasjon (AOP) etterfulgt av ultrafiltrering, adsorpsjon og alkaliske filter

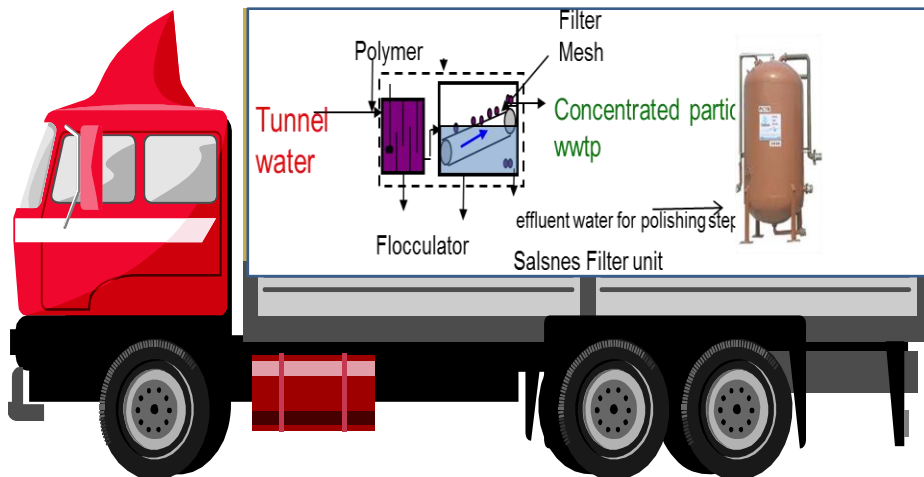
Ulike forbehandlingsløsninger kan være mulige. Bruk av flokkulering etterfulgt av Salsnes filter er en mulighet som er benyttet i et EU prosjekt, SWAT teknologien (Sahu *et al.*, 2013) (Figur 3). Koagulanten danner aggregater med andre partikler som fjernes med Salsnes filteret (roterende siler). Slammet vil inneholde mesteparten av tungmetallet (Byman, 2012, Søraker og Halvorsen, 2013). Tatt i betraktning resultatene fra fellingsforsøket utført på vaskevann fra Nordbytunnelen (utført av Kemira i 2013; Søraker og Halvorsen) og rapportene om vaskemidlenes giftighet og mobiliseringsegenskaper for tungmetaller (især Cu og Zn), indikerer dette at vaskemidlenes egenskaper er viktig og at håndtering av denne en forutsetning for å oppnå en effektiv rensing av vaskevannet. Fellingsforsøket viste at andelen tungmetaller i løst form (især Zn) er høyt etter felling og skal man fjerne den løste andelen i f.eks. et adsorpsjonsfilter blir filterforbruket meget høyt. Dessuten er det også kjent at vaskemidler forstyrrer sorpsjonen av metaller. SWAT-løsningen kan derved ikke løse hele problemet for tunnelvaskevann.



General Stages of FSF (flocculation + SF) Processing

Figur 3. SWAT (FSF = Flocculation & Sieve Filtration) teknologien adaptert til rensing av tunnelvaskevann

SWAT-teknologien eller en annen teknologisk løsning i kombinasjon med et poleringstrinn som kan fjerne løste tungmetaller og evt. rester av toksisk vaskemiddel (Figur 4) kan plasseres på en trailer.



General Stages of FSF (flocculation + SF) Processing + Polishing

Figur 4. Opprensing av tunnelvaskevann kan etableres som en trailerbasert løsning med personale som er spesialisert på å drifte anlegget. (Idèskisse, Sahu, 2015).

3.7. Aktuelle enhetsprosesser

3.7.1. Oppsamling og rensing i lukket tank

Hovedløsningen for håndtering av vaskevannet er basert på en oppsamling av vaskevann. Den vanligste løsningen i eksisterende tunneler er oppsamling av vaskevannet i sedimenteringsbasseng lokalisert utenfor tunnelene. I 2012 rapporterte Meland at det fantes 150 naturbaserte rensebassenger som baserte seg på renseprinsippet sedimentering. Vedlikeholdet og oppfølging med tømning av bassengene for slam viser seg å være begrenset. Meland (2012) foretok en undersøkelse av kvaliteten på sediment som ble fjernet fra sedimenteringsbasseng utenfor Nordbyttunnelen. Det ble fjernet 235 m³ sediment og dette ble undersøkt for forurensninger. Det ble påvist høye konsentrasjoner av tungmetaller, spesielt Cu og Zn samt en del organiske forurensninger, enkeltstoffer av PAH, tinnorganske forurensninger og oktylfenol ble påvist.

Erfaringer fra åpne naturbaserte løsninger er at utslippsvannet kan være toksisk og det er funnet døde dyr (padder, etc.) ved disse bassengene. Statens vegvesen har derfor stilt spørsmålsteget med om de i dag benytter de mest miljøvennlige løsningene. Ved besøk på eksisterende anlegg, observeres det at mange av bassengene gror igjen med planter som derved forstyrrer det hydrauliske bildet. Driften av bassengene inklusive tømning av slam følger ikke et rutinemessig driftsopplegg. Det er rom for forbedringer i driften av disse anleggene og det er behov for å etablere fornuftige driftsrutiner.

I nye tunneler forventes det derved at det kan være et ønske om at oppsamlingen av vaskevannet etterfulgt av sedimentering vil gjøres i lukket basseng. I et lukket basseng kan man enten ha en passiv sedimentering der vannets og sedimentenes oksygeninnhold vil gradvis endres mot anaerobe forhold hvis ikke luft tilføres. Dersom luft tilføres vil nedbrytningen bli anaerob. Dersom man tilsetter bakterieinokulum eller lar noe slam fra forrige vaskerunde ligge igjen, vil bakteriene kunne komme raskt i gang. Dersom man ønsker en rask anaerob nedbrytning kan det settes til reduktanter som fjerner oksygen.

Kravet til renseløsning bestemmes av forurensningskonsentrasjonen i vaskevannet, effekten av rensingen av utslippet og vannkvalitetsmål for utslippet.

3.7.2. Sedimentering

Roseth (2013) gjennomførte nedbrytings- og sedimenteringsforsøk med vaskevann fra Eidsvolltunnelen (E6 ved Espa) med temperaturer på 4 og 15 °C. Resultatene var så lovende og ga så god rensing av vaskevannet at man konkluderte med at en sedimenteringsløsning var god nok før utslipp av rensset vaskevann til Mjøsa. Resultatene fra gjennomførte forsøk med innlagring og sedimentering indikerte at utslipp av rensset vaskevann kunne gjennomføres uten fare for merkbare resipienteffekter i Mjøsa. Man konkluderte videre med at dersom tunnelvaskevannet inneholdt såpe ville dette kunne gi utslipp av oksygenfritt vann. Vasking uten såpe vil gi en bedre utslippskvalitet. Roseth anbefalte at sedimentert slam måtte suges opp og fraktet bort med tankbil til godkjent mottak. Labforsøk med kanner med 25 l ferskt vaskevann ble satt i kjølerom over 8 uker, med prøveuttak etter 2, 4 og 8 uker. Det ble oppnådd god rensing allerede etter 2 uker, men vannkvaliteten ble ytterligere forbedret med økt oppholdstid. Basert på gjennomførte forsøk anbefalte man innlagring i minst 4 – 8 uker før rensset vaskevann ble sluppet ut. Dersom utpumping av rensset vann ble fordelt over et døgn forventet man ingen merkbare resipienteffekter ved utslipp til Mjøsa. Utløpet av

Dalsbekken og Skrepperudbekken ble vurdert til å være lite sårbare, og derved kunne tåle en periodisk tilførsel av rensset vaskevann.

Roseth la videre vekt på at selve pumpeløsning og fysisk anordning for plassering av sugeslangen når slam skulle fjernes var svært viktig for å unngå resuspensjon av akkumulert slam slik at dette ikke reduserer rensgraden for vaskevannet. Videre ble det anbefalt tett oppfølging og kontroll av prosjekterte løsninger under bygging og etter ferdigstilling og gjennomføring av egne undersøkelser av ferdigstilte renseløsninger for å sikre at disse fungerte som planlagt. Videre konkluderte man at ferdig behandlet vaskevann måtte forventes å være tilnærmet oksygenfritt som følge av nedbryting av såpekomponenter.

Meland og Roseth (2011) og studerte sedimentering og filtrering som mulige metoder å redusere innholdet av OP i vaskevann fra Nøstvedtunnelen. Bortsett fra TCEP som ikke lot seg fjerne med sedimentering, ble konsentrasjonen av all de undersøkte OP forbindelsene redusert gjennom sedimentering; TCPP 3: 17 %; TCEP: -67 %; TDCP/TDCPP: 52 %; TBP: 55 %; TPhP: 35 %; TiBPa: 39-100 %; TBEP: 71 %. Høyest renseseffekt ble funnet for ikke klorerte OP forbindelser (TBEP, TPhP and TBP), hvilket tilsvarer resultat sett fra avløpsrensaneanlegg.

En sedimenteringsløsning er uegnet der man har strenge krav til tungmetaller i resipienten. Alle forbindelser som knytter seg til partikler vil reduseres i et sedimenteringsanlegg. I en ren sedimenteringsløsning så lenge det er oksygen tilstede vil man få en naturlig nedbrytning av de lettest nedbrytbare forbindelsene (alifatiske hydrokarboner og de lett est nedbrytbare delene av vaskekjemikalier) og dette vil redusere KOF og TOC innholdet samt oksygenkonsentrasjonene i vannet. Dersom oksygenkonsentrasjonen blir for lav vil man kunne risikere at noe av det biologiske slammene man har dannet og som er sedimentert, vil kunne re suspenderes (delvis løses opp igjen) slik at innholdet av TSS i vannfasen og derved KOF og TOC vil øke. Under anaerobe forhold, dvs. når det blir oksygenfritt, slik det ofte blir i slamfasen som sedimenterer på bunnen og dersom slammene ikke fjernes regelmessig vil man helt garantert få oksygenfrie forhold, vil man kunne re suspendere næringsstoffer (Nitrogen og fosforforbindelser), biologisk slam og tungmetaller. Dette er en viktig faktor når reell renseseffekt av et rensaneanlegg skal vurderes. Dersom berggrunnen inneholder svovelforbindelser eller i geografiske områder der tunneler kan inneholde sjøvann eller sjøvann benyttes til rengjøring, vil man under anaerobe forhold danne sulfid som kan frigis som hydrogensulfid (H_2S) og da vil man måtte ta hensyn til dette sett fra et arbeids- og helsemessig synspunkt. I Norge har vi flere biologiske rensaneanlegg langs kysten der dette er en meget viktig parameter.

Utviklingen av mer miljøvennlige vaskemidler går typisk i retning av å utvikle lettere biologisk nedbrytbare forbindelser. Det betyr at forbruket av oksygen må forventes å øke i sedimenteringsanlegg. For kjemikalier er det en generell utvikling mot å utvikle mer

miljøvennlige produkter og det innebærer mer vannløselige og lettere nedbrytbare produkter. For en framtidrettet renseløsning bør man ta hensyn til dette.

Erfaring fra Roseth (2013) og andre rapporterte resultat tilsier at i løpet av ca. 2 uker vil oksygenkonsentrasjonen i naturlig etablerte sedimenteringsanlegg uten lufting, bli kritisk lav. I denne perioden skjer den raske aerobe nedbrytningen. Normalt bør sedimentering betraktes som en metode for å fjerne partikler og bør derfor ikke ha for lang oppholdstid. Maximum 2-3 døgn er nevnt for å unngå endringer som skyldes biologisk aktivitet.

3.7.3. Filtrering (sand, flermedia, Ultra- og Nanofiltrering)

Mediefiltrering (sand, antrasitt etc.)

Bioforsk (Roseth, 2013) har rapportert fra vegtunneler på den ny E6 Minnesund, at rensset vaskevann inneholdt 1800 mg partikler per liter og målt turbiditet var 3700 NTU. COWI/Kemira har rapportert turbiditet >1000 NTU i Nordbytunnelvaskevann. Verken TSS eller turbiditet var tilgjengelig fra Norbytunnelen. Vi kan derfor ikke estimere partikkelinnholdet i dette vannet. Rapporterte data viser imidlertid at tunnelvaskevann inneholder veldig høye partikkelkonsentrasjoner. Et enkelt filtertrinn som eneste prosess vil ikke være aktuelt. Resultater viser at forsedimentering gjør en god jobb mht. fjerning av store partikler. For anlegg der tungmetallene er i partikulær form benyttes sedimentering og filtrering. Mediefiltrering som etterfølges sedimentering vil ikke kunne fjerne den minste partikkelfraksjonen av partikkelbundet tungmetall og ikke den løste fraksjonen.

Det er nærliggende å tenke seg at en filtreringsprosess i kombinasjon med en adsorpsjon/oksidasjon evt. fellingsprosess vil kunne være en god løsning. Det anbefales ikke å kombinere adsorpsjonsprosessen for fjerning av løste tungmetaller med filtreringsprosessen, men heller se på adsorpsjon som et siste trinn i en rensesprosess (polering) slik at man reduserer belastningen på adsorpsjonsfiltret.

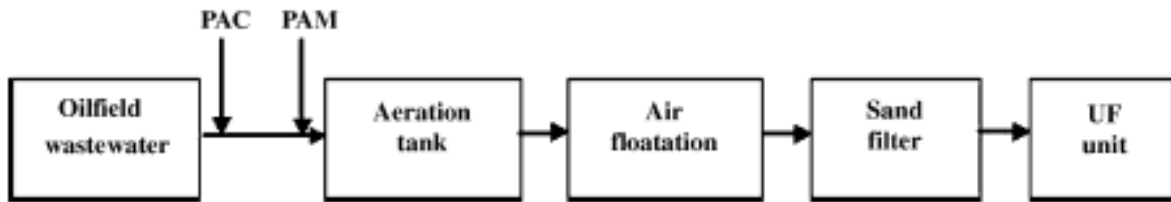
For å kunne opprettholde høy vannhastighet gjennom et sandfilter ($m/t = m^3/m^2/t$) er det viktig å fjerne størstedelen av partikler og forurensinger før vannet ledes inn i et sandfilter. For lite forurenset vann kan man benytte en direktefiltreringsløsning, dvs. et filter der man tilsetter fellingskjemikalier i forkant og separere disse i filteret. En sandfilterløsning bør i normale rensaneanlegg kunne foregå med filterhastigheter som er > 5 m/h.

Siling (trommelsiler eller lignende)

Dersom store mengder partikulært materiale skal fjernes bør det vurderes om siler kan benyttes, se diskusjonen om SWAT teknologien (Figur 4) der man benytter roterende siler fra SALSNES (3 mm filteråpning). Det finnes filterleverandører som leverer interessante løsninger som kan opereres med relativt store hastigheter kan levere løsninger som kommer ned mot 30 μm og helt ned mot 1 μm .

Tynnfilm membransystemer (organiske og uorganiske membraner)

Mikrofiltrering (MF) separerer suspenderte partikler, ultrafiltrering (UF) fjerner makromolekyler (organisk stoff med høy molekylvekt; polymere, enkelte vaskemidler, små partikler) mens omvendt osmose (RO) og nanofiltrering (NF) fjerner ioner. NF er designet til å fjerne 2-verdige ioner, e.g. Ca og Mg. Membransystemer er etter hvert blitt utviklet slik at de kan konkurrere mht. å rense vann med høyt oljeinnhold, små partikler og vannhastigheter opptil 150 m^3/t (Ciarapica et al, 2003). Allerede i 1996 sammenlignet Bilstad og Espedal MF og UF membraner i et pilotforsøk for rensing av produsert vann fra et oljefelt i Nordsjøen. De viste at UF, men ikke MF kunne møte utslippsstandardene til hydrokarboner, suspendert og løste komponenter. Ved å benytte en UF membran med molekylvekt cut-off (MWC0) mellom 100 000 og 200 000 oppnådde de at hydrokarboninnholdet ble redusert fra 50 -2 mg/l (96% fjerning) og utvalgte tungmetaller som Cu og Zn ble redusert med 95 %.



Figur 5. Foreslått prosessløsning til rensing av produsert vann (Qiao et al, 2008).

I følge He og Jiang (2008) er UF er en av de mest effektive metodene for rensing av oljeholdig avløpsvann, særlig produsert vann sammenlignet med tradisjonelle metoder fordi MF er effektiv til å fjerne hydrokarboner, den trenger ingen kjemikalier, energikostnaden er lav og den trenger liten plass. På tross av den interessen som forskningsmiljøene siden 1996 har vist til membranfiltrering for rensing av produsert vann, finnes ikke et eneste anlegg i drift på norsk kontinentalsokkel. Teknologien er ikke kvalifisert for offshore bruk i anlegg som produserer store vannmengder av noen av de største oljeselskapene. Membranfouling, spesielt biologisk og utfellinger gjør at selskapene er svært skeptiske til å benytte teknologien. Teknologien er i bruk for fjerning av sulfat (NF) og Ca og Mg fra sjøvann for rensing av injeksjonsvann, og interessen er i dag vesentlig større enn tidligere for å benytte denne også på produsert vann.

Nye membrantyper (keramiske, graphenoksid (GO)) og muligheten for å modifisere overflaten ved bruk av ulike typer kjemikalier (oksidasjon, adsorbenter etc.) har åpnet for nye muligheter. Lia et al (2006) studerte en rørformet UF modell med polyvinyl fluorid membran som var modifisert med nanostørrelses aluminiumpartikler for rensing av produsert vann. Disse partiklene bedrer antifouling egenskapene til membranen og ga 90 og 98 % fjerning av KOF og TOC. Dette betyr bl.a. fjerning av kjemikalier som normalt benyttes i prosessen (inklusive overflateaktive kjemikalier tilsvarende en rekke vanlige vaskemidler).

3.7.4. Biologisk nedbrytning

Ved tunnelvask utført uten bruk av såpe varierte totalt organisk karbon i urensset vaskevann mellom 10 og 40 mg TOC (Roseth, 2013). Vaskevannet fra tunneler har høyt innhold av KOF (kjemisk oksygenforbruk). Såpeforbindelsene bidrar til et høyt innhold av organisk stoff i urensset vaskevann (Roseth og Søvik 2006; Roseth et al. 2012; Aasum, 2013). Det ble målt totalt organisk karbon på rundt 500 mg TOC per liter i urensset vaskevann (der det ble brukt såpe ved vasken). En betydelig del av såpekomponentene felles ut med partiklene slik at mengden organisk materiale i vannet kan reduseres raskt ved sedimentering. Roseth (2013) viser at biologisk nedbrytning av såpekomponentene fjerner oksygen i lagret vaskevann. Etter flere uker sedimentering og lagring viser han at rensset vann vil være oksygenfritt. Det anbefales at det er aerobe forhold i forbindelse med utfelling av metallene. Mange metaller vil gå i oppløsning under anaerobe forhold. I følge Roseth og Søvik (2006) vil nedbrytning og fjerning av vaskestoffene være ekstra viktig fordi disse bidrar til å gi gifteffekter på vannlevende organismer, selv ved lave konsentrasjoner.

De forsøkene som er gjennomført med vaskevann har hittil fokusert på naturlig nedbrytning av organisk stoff i vaskevann. Aquateam COWI har samarbeid med ulike kjemikalieselskaper og har siden 1994 vært involvert i FoU med oljeindustrien for å finne fram til miljøvennlige kjemikalier. Vaskemidler for å fjerne oljeholdige søl er en viktig del av disse kjemikaliene. Lett nedbrytbare kjemikalier regnes ofte for å være miljøvennlige, og de er oftest mer vannløselige.

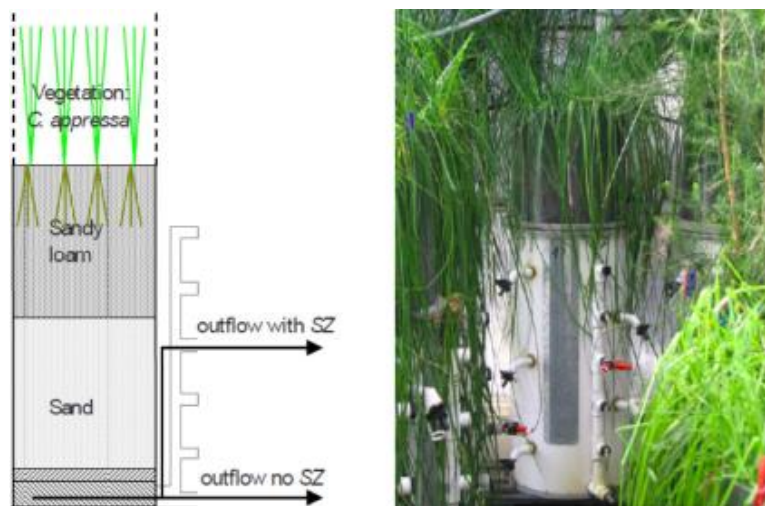
Siden kjemikaliene som benyttes til vasking antageligvis vil være gjenstand for en kontinuerlig

utvikling, vil det være naturlig at man kontrollerer om mobilisert Cu og Zn (løste fraksjoner) endres når kjemikaliene brytes ned.

Det vil også være naturlig å sjekke om mengden løselig Cu og Zn pga. mobilisering forårsaket vaskekjemikaliene er den samme umiddelbart etter vasking som etter noen døgn som kan være en aktuell sedimenteringshastighet for vaskevannet. Ulike kjemikaliers påvirkning av mobilisering av tungmetaller vil ha stor betydning for valg av renseprosess for vaskevannet. Rent økonomisk vil det være en stor fordel, om det er en mindre metallmengde som må fjernes i et adsorpsjonsfilter, eller om man kan slippe en polering.

3.7.5. Biofilter

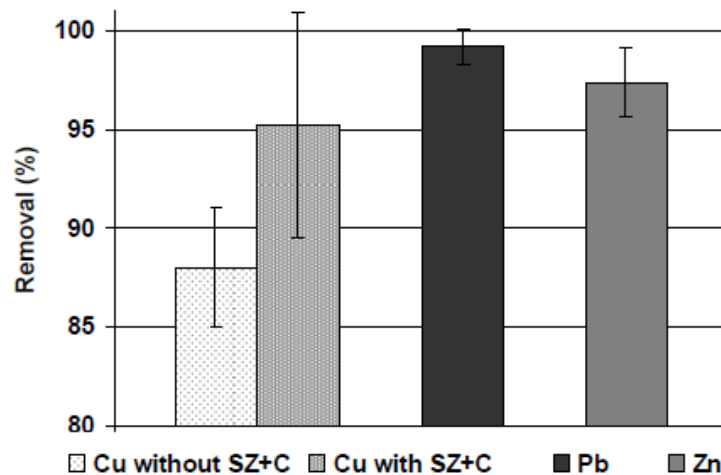
Planter som benyttes i biofilter er studert av mange forskningsgrupper med tanke på tungmetallfjerning. Blecken *et al* (2008) studerte spesielt effektiviteten mht. tungmetallene Cu, Zn og Pb i overvann. Testene ble gjennomført med filtret i dykket sone (submerged zone=SZ), i nedbørsperioder og tørkeperioder og med tilførsel av organisk stoff. Konklusjonen var klar. Dykket sone bedrer effektiviteten for tungmetallfjerning i tørrværsperioder og tilførsel av organisk stoff bedrer effektiviteten. Figur 6 viser test set-up som ble benyttet. Tabell 6 viser vannkvaliteten som ble tilsatt testanlegget og Figur 7 viser renseresultat som ble oppnådd. Tabell 7 viser renseeffekt oppnådd i tørrværsperioder.



Figur 6. Kolonne test set up; skisse til venstre og oppsettet som ble benyttet i klimarom til høyre (Blecken *et al* (2008)).

Tabell 6. Vannkvalitet innløpsvannet til testene; ihht. Blecken *et al* (2008).

Pollutant	Mean stormwater concentration	Chemicals used for topping up of existing sediment concentrations as required
Total susp. solids (TSS)	154.2 mg/L	stormwater pond sediment ($\leq 300\mu\text{m}$)
Copper (Cu)	95.1 $\mu\text{g/L}$	copper sulphate (CuSO_4)
Lead (Pb)	199.1 $\mu\text{g/L}$	lead nitrate (PbNO_3)
Zinc (Zn)	587.3 $\mu\text{g/L}$	zinc chloride (ZnCl)



Figur 7. Renseeffektivitet tungmetaller (Blecken et al (2008)).

Tabell 7 Renseeffektivitet oppnådd i perioder med tørrvær (Blecken et al (2008)).

Metal and column design	Mean metal removal (%) ± Standard deviation				
	wet ⁽¹⁾	after drying			
		1-2 weeks	3 weeks	4 weeks	7 weeks
Cu with SAZ + C	98.8 ± 0.2	98.8 ± 0.3	93.0 ± 4.7	91.3 ± 5.7	85.2 ± 2.3
Cu without SAZ + C	92.4 ± 2.1	90.1 ± 1.0	80.9 ± 4.1	82.1	72.1 ± 0.4
Pb with SAZ + C	98.9 ± 0.5	99.0 ± 1.0	99.8 ± 0.1	99.2 ± 0.3	99.0 ± 0.1
Pb without SAZ + C	99.0 ± 0.4	97.7 ± 2.4	97.1 ± 0.3	94.2	90.8 ± 1.5
Zn with SAZ + C	98.5 ± 0.4	98.7 ± 0.3	97.7 ± 0.8	96.2 ± 1.4	87.6 ± 2.4
Zn without SAZ + C	98.2 ± 0.7	97.4 ± 0.2	96.7 ± 1.3	96.6	92.6 ± 0.4

⁽¹⁾ only results of the first two stormwater applications (first week of the run-time)

Resultatene viser at innløp av 95 µg/l Cu og 587 µg/l Zn gir hhv. < 5 µg/l Cu og < 20 µg/l Zn. Plantene må høstes med jevne mellomrom i et slikt anlegg.

3.7.6. Avansert oksidasjon (AOP)

Vik (2014) studerte ulike avanserte oksidasjonsprosesser med tanke på å bryte ned polymere i produsert vann. Siden oksidasjon av kjemikalier er en prosess som er påvist av Roseth (2013) i tanker som er lagret over lengre tid, er det naturlig å tenke seg at AOP vil kunne øke hastigheten av denne prosessen. Fentons reagens (Fe + H₂O₂) er en prosess som er uavhengig av partikkelinnhold og det samme er bruk av BDD (Boron Doped Diamond) elektrolyse. Den første prosessen kombinerer oksidasjon med kjemisk felling, mens den andre prosessen danner OH radikaler som regnes for å øke hastigheten kraftig. UV + H₂O₂ er interessant, men prosessen er ikke spesielt effektiv hvis UV absorpsjonen er lav slik den er i ubehandlet tunnelvaskevann. Prosessene vil kunne testes på ubehandlet vaskevann, på sedimentert vann og vann som er kjørt gjennom kjemisk felling. I rensing av humusholdig drikkevann er oksidasjon kombinert med biofilter valgt som en renseprosess av mange mindre norske vannverk. Oksidasjonen bidrar til å gjøre humus enklere nedbrytbar. Dersom oksidasjonen kan bidra til å redusere mengden Cu og Zn som må fjernes med adsorpsjon, kan dette fort bli økonomisk regningsvarende.

3.7.7. Adsorpsjon

Sammenlignet med andre teknologier for tungmetallfjerning (løste tungmetaller) er adsorpsjon en mye benyttet prosess som kan ha god effektivitet med rimelige adsorbenter. Den største

utfordringen er å finne riktig adsorbent (Sag og Kutsal, 2001). Paruch og Roseth (2007) testet fire adsorpsjonsmaterialer for tungmetall rensing av tunnellvaskevann fra Hanekleiv tunnelen i Vestfjorden. De testet Meta bark, ProLup Bli (oil), Axon og en blanding av de første materialene. Kombinasjonsfiltret ga beste resultat med 84 % Cu og 24 % Zn fjerning. Erdem (2004) rapporterte at Zeolitt er effektivt for å fjerne kationiske metaller fra avløpsvann. Zeolitt er et naturlig materiale. Aktivt karbon og en rekke andre stoffer er tilgjengelige, men er mer kostbare. Olivin kombinert med skjellsand er foreslått. Olivin er effektivt for fjerning av Cu, men Ni kan frigjøres fra Olivin og pH justeringen som oppnås med knust østersskjell eller skjellsand for å rette opp de negative effektene som olivin kan gi. I drikkevanns industrien benyttes ulike typer CaCO₃ filter og også kombinasjonen mellom ulike materialer i samme filter. I en beregning av

I HVC notat 28. juni 2013, er det gjort et forsøk på å beregne behovet for adsorpsjonsfilter mengde for å fjerne Zn og Cu fra vannet som allerede er renses med koagulering i pilotanlegget. Dette ga ca. 15 tonn med knust østersskjell på årsbasis. Det ble beregnet med utgangspunkt i 6 tunnelvasker per år med 50 m³ vann som ble benyttet i testen (50 x 6 = 300 m³ vann/år). Når dette justeres i forhold til reell mengde tunnellvaskevann per år (1400 – 2000 m³ vaskevann per år), betyr det et behov for et filtermateriale som ikke kan regenereres (eller er vanskelig regenererbart) på ca. 70 – 100 tonn filtermateriale per år. Hvis tettheten for knust østersskjell er ca. 1.500 kg/m³, blir tilsvarende behov ca. 50 – 67 m³ /år, tilsvarende 12,5 – 16,75 m³ per vask. Dette er en stor mengde og kostnadseffektiviteten av denne prosessen må vurderes når man har mer informasjon fra laboratorietestene.

Meland og Roseth (2011) og studerte sedimentering og adsorpsjonsfiltrering som mulige metoder å redusere innholdet av OP i vaskevann fra Nøstvedtunnelen. To ulike kommersielt tilgjengelige adsorpsjonsmaterialer ble undersøkt; Termisk bearbeidet torv (Filterabsorbent AFX©, Axon Environment Technique) og aktivert karbon (Organosorb 10, Desotec Activated Carbon) (GAC= Granulert Aktivert Carbon). Bortsett fra TCEP som ikke lot seg fjerne med adsorpsjon, ble konsentrasjonen av all de undersøkte OP forbindelsene redusert gjennom adsorpsjon. Beste resultat ble oppnådd med GAC; TCPP 3: 71 %; TCEP: -15 %; TDCP/TDCPP: 87 %; TBP: 95 %; TPhP: 91 %; TiBP: 39-100 %; TBEP: 85 %. Høyest renseeffekt ble funnet for ikke klorerte OP forbindelser (TBEP, TPhP and TBP).

Med hensyn til filtreringsrate (0,04 L/s, eller 0,14 m/h) som har benyttet ved dimensjonering av pilotfiltret, er dette et typisk nivå for mange porøse medier (ca. 0,05 L m⁻² s⁻¹). HVC påpeker at de i dag har vunnet erfaring med at dette er for høyt i forhold til rensing av regnvann som er oppsamlet i overvannsbassenger. Mindre partikler og ikke minst alger, gir klogging av filtret og øker filtermotstanden (økt trykkoppbygging) fordi det danner seg et mm tykt overflatebelegg på filtret. I dag har de derfor anbefalt en lavere filtreringsrate som dimensjonerende 0,3 m/d (1,2 – 1,3 cm/time eller 0,01 m/time).

I laboratoriesammenheng vil det kunne være aktuelt å teste ulike forbehandlingsmetoder (kjemisk felling med sedimentering, med flotasjon og etterfulgt av filtrering) for å sjekke hvordan dette påvirker dannelsen av overflatelaget på adsorpsjonsfiltret.

3.7.8. Kjemisk felling

COWI gjennomførte fellingstester av vaskevann fra Norbytunnelen i 2013 i samarbeid med Kemira. Tabell 8 viser resultat av disse forsøkene. Disse viser over 97 % rensegrad mht. turbiditet, 85 og 60 % rensegrad mht. Cu og Zn. Tabell 9 viser forventet rensekrav for Cu og Zn. Som tabellene viser er det fortsatt en stor forskjell mellom kjemisk renses vann og oppgitte krav. Hallberg *et al* (2014) rapporterer at med kjemisk felling og mindre enn 24 timers sedimentering ville man kunne redusere forurensningsstoff til: PAH <0.1 µg/L, As <1.0 µg/L, Cd <0.05 µg/L, Hg <0.02 µg/L, Fe <200 µg/L, Ni <8 µg/L, Pb <0.5 µg/L, Zn <60 µg/L and Cr <8 µg/L. Derfor er det viktig å undersøke hvilket optimaliseringspotensiale kjemisk rensing har mht. tungmetallfjerning. Byman (2012) viste i sine tester og i litteraturstudien at kjemisk felling har god effekt på fjerning av tungmetaller.

Optimalisering av fellingsprosessen, mht. pH og type kjemikalier er viktig fordi resultatene vil kunne være avgjørende for dimensjoneringen av pilotanlegget, spesielt adsorpsjonsprosessen. I Nordbytunnelen er det mye som tyder på at Cu og Zn kompleksbindes med vaskemidlet som bidrar til å øke konsentrasjonen av løst metall. Dette vil kunne vanskeliggjøre kjemisk felling, men det bør studeres på fersk vaskevann og på ulike typer forbehandlet vaskevann.

Tabell 8. Resultat fra COWI & Kemira forsøk med vaskevann fra Nordbytunnelen.

Parametere	Urenset tunnel vaskevann	Etter rensing- total	Etter rensing -løst	Rensegrad - total %
Turbiditet (FNU)	>1000	7-26		>97 %
Cu (µg/l)	380	60	50	85 %
Zn (µg/l)	11000	4500	3500	60 %

Tabell 9. Forventet rensekrav for tunnelvask vann fra Nordbytunnelen.

Tungmetaller	Urenset tunnel vaskevann	Forventet etter rensing	Forventet rensegrad %
Cu (µg/l)	380	<10	97,39 %
Zn (µg/l)	11000	<50	99,55 %

Kemira brukte PIX -313 (jern) og PAX-XL60 (Al) som var vellykket med hensyn til partikkel fjerning, og Tabell 10 viser renseeffekter mht. fjerning av Zn og Cu. Tabellen viser at 83 - 87 % fjerning av total Cu og 55% - 62% fjerning av total Zn med begge fellingskjemikaliene. Renseeffekten viser litt høyere effektivitet med Fe basert på PIX, men det er brukt høyere mengder av Fe basert på metall konsentrasjon og molvekt. Tabellen viser at 35 - 37 % (1,9 -2 mg/l) av løst Zn ble fjernet i testene.

Fellings pH ligger mellom 6,4 til 7,1. Som litteraturen viser, bedre metal utfelling skjer ved høyere pH verdier og det har vært testet. Resultatene viser at selv om prosessbetingelsene ikke var optimalisert mht. tungmetallfjerning, er en betydelig mengde av tungmetallet fjernet. Fjerning av løst tungmetall med kjemisk felling skjer enten ved utfelling som hydroksider eller ved adsorpsjon (Fong *et al*, 2009). Det antas at målt konsentrasjon av Cu i råvann er feil. Dette gir negative renseresultater.

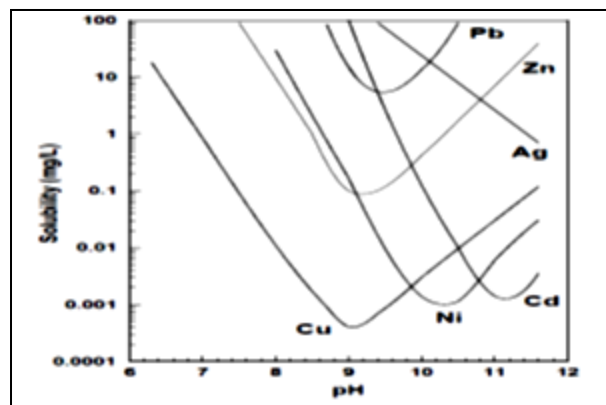
Utfelling av tungmetaller er en populær metode i industrielle avløpsvann. Tungmetaller er vanligvis utfelt fra avløpsvann som: hydroksider, sulfider /sulfater eller karbonater. Blant det kan metallhydroksidutfelling være en egnet metode å teste i laborietester. Justering av pH foreslåes gjennomført med NaOH i laborietestene. Metal co-utfelling i ved flokkulering med metallsalter er også populært. Fong *et al* (2009), undersøkte metallhydroksid utfelling med Al og Fe baserte kjemikalier og han har observert opp til 99 % fjerning av Cu og Zn med metallsalter. Binyuan Chen (2012) gjennomførte en risikovurdering av hydroksidutfelling med Ca(OH)₂. pH på løsningen er viktig både for koagulerings- og fellingsprosessen. Metallhydroksid i en løsning har ladning som er kationisk eller anionisk. Når pH i løsningen er høy, øker anionisk ladning og det binder seg med kationiske metallioner. Også ved høy pH, vil metallet miste sin løselighet i vann og begynne å utfelles som hydroksid. Cu har en oppløselighet på 20 mg/l ved en pH på 6. og ved en pH-verdi på 8,0, er oppløseligheten 0,05 mg/l (Kemira, 2003). Justering til riktig pH kan brukes for tungmetallfjerning fra tunnel vaskevann.

Tabell 10. Beregning fra resultater av kjemisk felling med PAX og PIX. T15 til T20 er med PAX og T6 til T10 er med PIX. Resultater samlet fra lab rapporter i førsøket (Fong et al, 2009).

	Råvann	T20	T17	T16	T15	T10	T9	T6
Metal dose(g/m³)	0	5	6	8	11	30	27	19
Cu Total (µg/l)	380	60	58	55	53	52	51	65
Cu løst (µg/l)	9,1	50	50	49	49	48	50	53
Zn Tot (µg/l)	11000	4900	5000	4900	4300	4400	4300	4200
Zn løst (µg/l)	5400	3500	3500	3400	3400	3400	3500	3500
Etter rensing								
Cu Total (µg/l)		320	322	325	327	328	329	315
Cu løst (µg/l)		-40,9	-40,9	-39,9	-39,9	-38,9	-40,9	-43,9
Zn Tot (µg/l)		6100	6000	6100	6700	6600	6700	6800
Zn løst (µg/l)		1900	1900	2000	2000	2000	1900	1900
Rensegrad %								
Cu Total		84 %	85 %	86 %	86 %	86 %	87 %	83 %
Cu løst		-449 %	-449 %	-438 %	-438 %	-427 %	-449 %	-482 %
Zn Tot		55 %	55 %	55 %	61 %	60 %	61 %	62 %
Zn løst		35 %	35 %	37 %	37 %	37 %	35 %	35 %

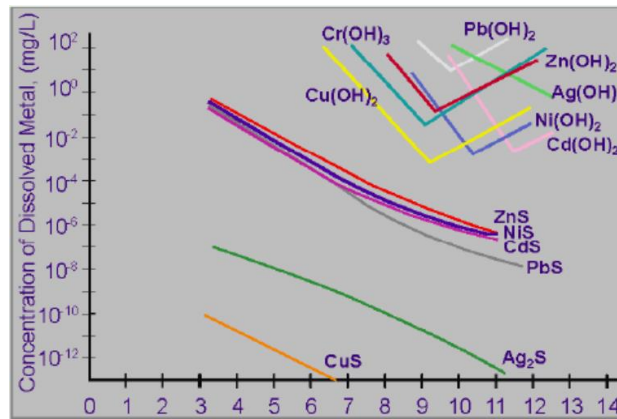
3.7.9. Utfelling av tungmetaller

Beste pH for utfelling av Zn-hydroksider er pH 9 ifølge US EPA (1983), se Figur 8, mens optimal fellings-pH for PAX og PIX (de mest aktuelle fellingskjemikalene) er lavere.



Figur 8. Laveste løselighet for Zn og Cu hydroksider er pH 9-10 (US EPA, 1983).

Når sulfid er tilstede felles metaller ut sulfider og løseligheten både for Cu og Zn er svært lav. Ved pH 8 er løseligheten av Zn < 10 µg/l. Sulfidutfelling har også vist seg å være relativt ufølsom til tilstedeværelse av kompleksbindende stoffer (vaskemidler) (US EPA, 1983; Veolia, 2004). Sulfidutfelling gir kolloidale partikler (veldig små ~ 1 µm) som er vanskelig å fjerne fra vann. Tilsats av en koagulant er meget effektivt mht. fjerning av disse små partiklene. Erfaringsmessig rapporteres det også om at sulfidslam er lettere å avvanne enn hydroksidslam. Et anlegg som fjerner tungmetaller gjennom sulfidutfelling behøver ikke operere ved ekstremt høy pH, men må sikre at ikke sulfid kan frigis som H₂S. Derfor må pH være > 7, og fra Figur 9 ser vi at for Zn bør pH være > 8. Det er også viktig å unngå oksidasjon av slammet for da vil sulfid kunne oksideres til sulfat og tungmetallene frigjøres til vannfasen igjen (avvanningsvannet).



Figur 9. Tungmetaller har svært lav løselighet i vann ved høy pH pga. utfelling av hydroksider. De har enda lavere løselighet når sulfid er til stede (anaerobe forhold der sulfat; SO₄ reduseres til sulfid) (fra Veolia, 2004)

4. Metoder og prosedyrer

4.1. Prøvetaking

Aktiviteten er gjennomført i to faser der laboratorieforsøk er gjennomført på vannkvaliteter etter tunnelvasking i sommer- og vinterhalvåret.

- Fase 1 – sommer; tunnelvask 31.08.2014
- Fase 2 – vinter; tunnelvask 18.03.2015

4.1.1. Fase 1 sommer; tunnelvask 31.08.2014

Den 31. august foretok man tunnelvask i Nordbytunnelen. Vaskingen av begge løp av tunnelen var planlagt gjennomført i løpet av ett nattskift. Normalt samler man opp 500 m³ vann i eksisterende bassenger; forsedimentering og hovedbasseng. Tabell 11 viser planlagt rengjøringsplan og faktiske tall fra prøvetakingen. Figur 10 viser bilder fra prøvetakingen.

Tabell 11. Beskrivelse av rengjøringsplanen for Nordbytunnelen 31. august 2014.

Tema	Beskrivelse	
Tunnelløp som vaskes natt til 1. september	Begge tunnelløpene vaskes samme natt Vaskes samtidig. Begge løp stengt: Ett arb.lag i hver tunnel jobber parallelt.	
Rekkefølge arbeidsoperasjoner (sandfang, oppsop, spyling etc.)	Rekkefølge: Feiebil, veggvask, vegbane, feiebil Sandfang tas ikke i forkant av denne vasken (kun 1 gg pr år) Veggvask oppstrøms side – lite avrenning (vannet blir på vegbanen) Veggvask nedstrøms side gir mye avrenning Veibanevask – spyling mot nedstrøms side – mye avrenning. Feiebil rengjør langs nedstrøms veikant etter spyling (fjerner slam på veibanen)	
Hvilke flater vaskes	Tak: Nei Vegg: Ja Vegbane: Ja Skiltvask: Ja	
Bruk av vaskemiddel, type vaskemiddel, % innblanding	Vaskemiddel veggvask: Ja Type: TK601; Fortynning med vann: 1:10 (konsentrat) Vaskemiddel veibanevask: Nei Vaskemiddel skilt: Ja Type: FOMA kraftvask Konsentrat	
Vannkilde/tappepunkt	Tappested: i tunnelen Uttak rentvannsprøve, volum 2 x 90 m ³	
Forventet vannforbruk (m ³) /tidsbruk (timer)	Vegg pr tunnelløp: 50-60 m ³ /2,5 t Veibane pr tunnelløp: 50-60 m ³ /t Skiltvask pr tunnelløp: 0,5–1,0 m ³ Oppstart vask kl. 22:00 Avtale med Pedersen at forbruk av vann og vaskemiddel registreres.	Vegg totalt: 100-120 m ³ Vegbane totalt: 100 – 120 m ³ Skilt totalt: 1 – 2 m ³ Sum forbruk totalt: 200–240 m³ Tidsbruk vask totalt: ca. 4 t
Forventet forbruk vaskemiddel (L)	Forbruk vegg pr tunnelløp: 200-300 L konsentrat TK601 Forbruk skilt pr tunnelløp: ~2 L Sum forbruk TK601 totalt: 400–600 L konsentrat Sum forbruk skilt FOMA totalt:	
Registrert vannforbruk under vask	Registrert vannforbruk Søndre & Nordre løp 200–240 m ³ (middel 220 m ³). Forventet avrenning var 85 %, 170 – 200 m ³ (middel 190 m ³) Kapasitet PS1x pumpe: 7-8 L/s 2x pumper: 12-14 L/s	
Registrert forbruk vaskemiddel	Søndre & Nordre løp: FOMA: Ca. 4,5 liter TK601. Ca. 200 liter per løp = totalt 400 liter.	

Følgende prøvetakingsplan ble utarbeidet:

- Prøvetakingssted: Pumpestasjon (PS)
- Uttak av en representativ blandprøve fra hele vaskeperioden natt til 1. september. Uttak av vannmengdeproporsjonale delprøver gjennom hele vasken.

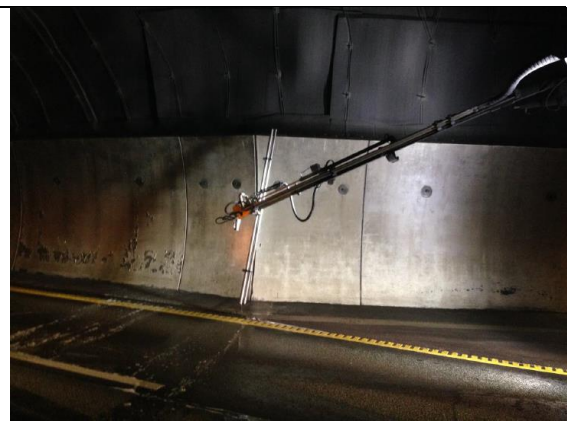
Uttak av delprøver fra PS basert på et fastsatt prøvevolum bestemt av pumpas gangtid. Pumpas totale gangtid (1/2 pumper) registreres fortløpende.

- Prøvevolum fra hele vaskeperioden: 500 l
- In-situ målinger: Kontinuerlig logging av pH, temp. ledningsevne, red/oks, og oksygen. Elektrodene plasseres i et målebeger som tilføres vaskevann når pumpa går.
- Registrering av overløp-status i PS og tilstand i rensedammen
- Prøve av vaskemiddel vegg + skilt. 1/4 l
- Ha 500 l tank plassert inni Aquateam COWI varebil og plassere vare bilen utenfor kontoret slik at fordeling av prøver kan starte umiddelbart etter at folk er kommet på laboratoriet (kl 8 neste morgen).

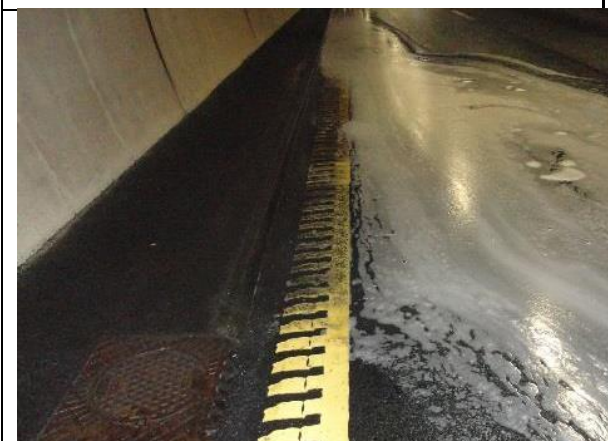
Råvann er vann innhentet umiddelbart når vaskevannet genereres. Dette vannet er tilgjengelig direkte fra pumpesumpen. Under prøvetakingen var det viktig å skaffe representativ prøve til laboratorieforsøkene og dokumenteres hvilken vaskeprosess som hadde foregått. Prøvetakingen foregikk kl 23:00 -03:00 den 31.08. - 1.09.2014. Etter avsluttet prøvetaking ble bilen kjørt til Hasleveien 10 og parkert utenfor kontoret til Aquateam COWI. Det var lav nattetemperatur ($< 7^{\circ}\text{C}$) og prøvene ble fordelt neste morgen



a) Mestas bil som ble benyttet til vasking av tunnelen



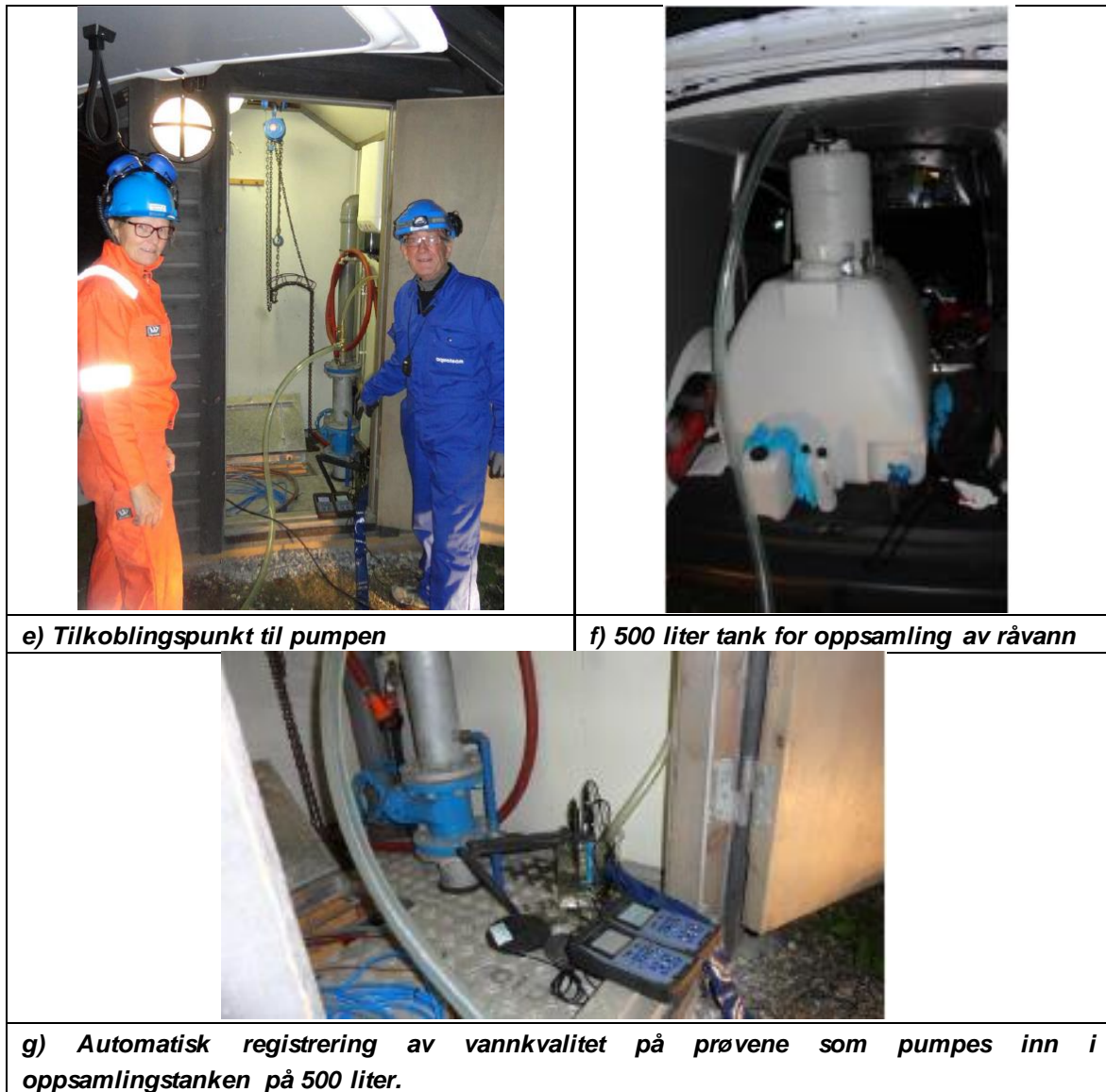
b) Veggvasking 31.08.2014



c) Vaskevann som renner av fra veibanen i tunnelen under vasking



d) Oppsamling av råvannsprøver av vaskevannet utenfor pumpestasjonen.



Figur 10. Bilder fra prøvetakingen (31.08.2014-01.09.2014) ved pumpestasjonen på Vassbotn utenfor Nordbytunnelen.

4.1.2. Fase 2 – vinter; tunnelvask 18.03.2015

Den 3. mars 2015, startet arbeidet ca. 21:30 med montering av nødvendig utstyr for prøvetaking og målinger på vann fra pumpeumpen. Stenging av tunnel og feiing startet ca. kl. 22.00. Observasjonsluke til pumpeumpen ble åpnet og timetellere for pumpene avlest.

Etter vel to timer ble det tatt kontakt med arbeidsleder (kl. 00:24), Jon Pedersen, da det var begrenset eller ingen tilrenning til pumpeumpen. Pedersen stilte seg undrende til dette og kom innom for med selvsyn å bekrefte at svært lite vann kom frem. I tillegg til at nivået i pumpeumpen så ut til å synke til tross for at det kun var tatt ut av 20 liter prøve. Vi ble da enig om å utsette oppstart prøvetaking ytterligere 20 minutter. Etter 20 minutter var det stadig vekk bare minimale vannmengder som kom fram til pumpekummen og vannivået holdt seg tilnærmet konstant.

Det ble dermed bestemt å ta prøver av det vannet som sto i kummen og prøvetakingshyppigheten ble økt til én 20-liters prøve ca. hvert 10. minutt. Prøvetaking startet kl.

01:01. Prøvetakingen ble avsluttet kl. 02:25 og utstyret demontert og rengjort for hjemtransport. Samlet prøvevolum ble ca. 170 liter.

Målinger av pH, ledningsevne, oksygen, red/oks-potensiale og temperatur var veldig jevne over hele prøvetakingsperioden og bekrefter derfor den lave tilrenningen

I løpet av prøvetakingsperioden var det ingen automatiske pumpetilslag, kun manuell pumpekjøring av pumpe 1, til sammen 4 minutter og 15 sekunder.

4.2. Fordeling av prøvene

4.2.1. Fase 1 - sommervann

Fordi vaskevannet inneholdt mye partikulært materiale var det viktig å få til en mest mulig representativ fordeling av prøvene slik at alle de forsøkene som baserte seg på råvann baserte seg på mest mulig like prøver. Prøven ble homogenisert ved rundpumping og ved direkte røring i tanken under tapping til ulike containere; fra 25 ml til 25 L.

Figur 11 viser arbeidet som forgikk etter ankomst laboratoriet.



Figur 11. Fordeling av prøver eter ankomst av 500 L til Aquateam COWIs laboratorium.

4.2.2. Fase 2 - vintervann

Samme prosedyre som under Fase 1 ble fulgt. Eneste forskjell var at vannmengden man behøvde for planlagte forsøk i Fase 2 var $< \frac{1}{2}$ parten av den man trengte i Fase 1.

Oppsamlingstanken var derfor halvparten så stor. Fordelingen av prøvene ble derfor foretatt på laboratoriet. Prøven hadde meget høyt innhold av solids, se Figur 12.



Figur 12. Prøvefordeling av vintervannprøven. Prøven hadde svært høyt innhold av solids.

4.3. Analyser

4.3.1. Analyser gjennomført hos Aquateam COWI

Tungmetaller, organisk stoff og næringsstoffer

Hos Aquateam COWI ble følgende analyser gjennomført i henhold til HACH Lange prosedyre:

- TOC (Total organisk karbon) og DOC (løst organisk karbon)
- KOF og Filtret KOF (Kjemisk oksygenforbruk, total og løst)
- Cu (Kobber)
- Zn (Sink)
- Tot-N (Total nitrogen)
- Tot-P (Total fosfor)
- NH₄-N (Ammonium oppgitt som nitrogen)
- PO₄-P (Fosfat oppgitt som fosfor)

Analysene baserer seg på standard analyser for hver enkelt analyse (i følge Hach-Lange prosedyre). Bestemmelse av TOC, KOF, Tot-N, Tot-P og totalinnhold av tungmetaller, baserer seg på bruk av varmeblokk for å oppslutte den partikulære fraksjonen før analyse. Hvis det er > 1000 mg/l klorid i prøvene, må de fortynnes og laveste bestemmelsesgrense øker tilsvarende. Vaskevannet hadde ikke klorid verdier som nødvendiggjorde fortynning før analyse. Pga. prøvetypen, kunne totalinnholdet av Cu bestemmes i tunnelvaskevannet, men ikke totalinnholdet av Zn. Bare løst Zn kunne bestemmes med Hach Lange. Under forsøkene var vi avhengig av raske analyser for å kunne bestemme neste undersøkelse, men prøver ble tatt ut for å kalibrere analysene mot Eurofins sine analyser som har lavere deteksjonsgrenser. Laveste grense med Hach Lange var 10 µg/l for Cu og Zn

pH, red/ox, løst oksygen og ledningsevne (salinitet)

pH, red/ox og løst oksygen (DO) ble målt med kalibrert WTW måleinstrument. Under prøvetakingen ble pH, red/ox, ledningsevne og løst oksygen logget med en datalogger.

Turbiditet

Turbiditeten på prøvene ble analysert med et turbidimeter, Turbidimeter 1100 IR og oppgis som NTU.

TSS og VSS

Prosedyren er basert på NS 4733. Analysen av totalt suspendert tørrstoff (TST eller TSS) inkluderer alt suspendert tørrstoff og vil derfor inkludere den delen av oljen som filtreres ut ved bruke av 1,2 µm GF/C filter. Teknikken baserer seg på filtrering av et kjent væskevolum av vann og veiing av filtratet som sitter igjen på filteret. TSS bestemmes ved veiing av filtrert etter tørking ved 105 °C i minimum 1-2 timer. FST eller VSS (flyktig suspendert tørrstoff) bestemmes etter at tørket filter med prøven har vært glødet ved 550 °C i 1 time, avkjølt og veiet. VSS =TSS-Gløderesten (veid etter gløding).

Partikkelstørrelsesfordeling (PSD)

Det ble gjennomført partikkelanalyse ved Aquateams laboratorium med Malvern Mastersizer (300 RF linse). Malvern Mastersizer benytter laserdiffraksjon og måler partikler i partikkelstørrelsesområdet 0,5 – 900 µm. For å sikre at partiklene holdt seg i suspensjon ble det anvendt en magnetrørcelle under analysen. Målingene ble gjennomført på et 15 ml prøvevolum. Prøven tillages i en konsentrasjon som ikke gir for høy eller for lav konsentrasjon. Analysen baserer seg på beregning av partikkelstørrelse basert på avbøyningen av lys når det treffer partiklene. Resultatene oppgis som vol % av partikler i ulike størrelsesområder.

Zeta-potensiale og nanosize

Zetapotensiale ble analysert med Malvern Zeta-nanosizer. Partikler/dråper forflyttes i et elektrisk felt. Hastigheten brukes til å bestemme zetapotensialet. Hastigheten kan måles ved å måle endring i frekvensen til lys som har blitt reflektert på overflaten. Zetapotensialet forteller om partiklenes ladning og brukes ofte som måling sammen med kjemiske fellingsprosesser.

Olje i Vann (OiV), THC

Hydrokarboner i prøven ekstraheres med cyklopentan og ekstraktet analyseres på instrumentet Eracheck fra Eralytics GmbH, Tyskland. Eracheck måler vha. IR og inkluderer alifatiske hydrokarboner over et vidt spekter av karbonstørrelser (>C5).

Økotokstester

Bakterietest - Microtox

Screening bakterietest med brakkvannsarten *Vibrio fischeri*. Testen som måler giftighet, eksponerer bakteriene til prøven i ulike konsentrasjoner i 15 minutter. Bakterietesten gjennomføres i iht. prosedyren beskrevet i Microtox (1992). Bakteriememming er analysert på vannprøver før og etter ulike typer rensing. Normalt oppgis prøveresultatene ved testing på vannprøver, som EC₅₀ (%) = konsentrasjonen (% avløpsvann i rent fortynningsvann) der veksten av 50 % av bakteriene hemmes.

Ferskvannsalge - *Pseudokirchneriella subcapitata*

Pseudokirchneriella subcapitata inhiberingstest er gjennomført basert på NS-ISO 8692 EN 28692. og OECD Guideline for testing of chemicals 201. Veksten av algen er analysert på vannprøver før og etter ulike typer rensing. Normalt oppgis prøveresultatene ved testing på vannprøver, som EC₅₀ (%) = konsentrasjonen (% avløpsvann i rent fortynningsvann) der veksten av 50 % av bakteriene hemmes.

Ferskvannskrepsdyr - *Daphnia magna*

Daphnia magna immobiliseringstest er gjennomført basert på ISO 6341 og supplert med OECD Guideline for testing of chemicals 202. Immobiliseringen av krepsdyr er analysert på vannprøver før og etter ulike typer rensing. Normalt oppgis prøveresultatene ved testing på vannprøver,

som EC₅₀ (%) = konsentrasjonen (% avløpsvann i rent fortynningsvann) der veksten av 50 % av bakteriene hemmes.

4.3.2. Analyser ved Eurofins

Prøvemateriale av ubehandlet og behandlet vann har vært sendt til eksternt Eurofins, for kjemisk analyse av PAH₁₆, tungmetaller, og olje-i-vann (THC-fraksjonering fra <C5-C8, C8-10, C10-C12, C12-C16 og C16-C35). Metodene som er benyttet samt deteksjonsgrenser og usikkerhet er gitt i Tabell 12.

Tabell 12. Informasjon om nedre kvantifiseringsgrense for analysene og usikkerhet i resultatene på prøvene sendt til Eurofins

Analyseparametere		Fast stoff		Væske		Metode
		LOQ ^{*)}	Usikkerhet	LOQ ^{*)}	Usikkerhet	
		mg/kg t.s.	%	µg/l	%	
THC	C5-8	5	25-30		30	ISO/DIS 16703-Mod
	C8-10	5				
	C10-12	5				
	C12-16	5				
	C16-35	20				
PAH ₁₆	Naftalen	0,0005	40	0,01	30-40	Anon. 1982-intern KG.58
	Acenaftylene	0,0005				
	Acenaften	0,0005				
	Fluoren	0,0005				
	Fenantren	0,0005				
	Antracen	0,0005				
	Fluoranten	0,0005				
	Pyren	0,0005				
	Benzo[a]antracen	0,0005				
	Krysen	0,0005				
	Benzo[b,j,k]Fluoranten	0,0005				
	Benzo [a]pyren	0,0005				
	Indeno[1,2,3-cd]pyren	0,0005				
	Dibenzo [a,h]antracen	0,0005				
	Benzo[ghi]perylene	0,0005				
	Tungmetall+arsen	Arsen				
Bly		0,5				
Kadmium		0,01				
Kobber		0,8				
Krom		0,3				
Kvikksølv		0,001				
Nikkel		1				
Sink		10				

* LOQ= kvantifiseringsgrense

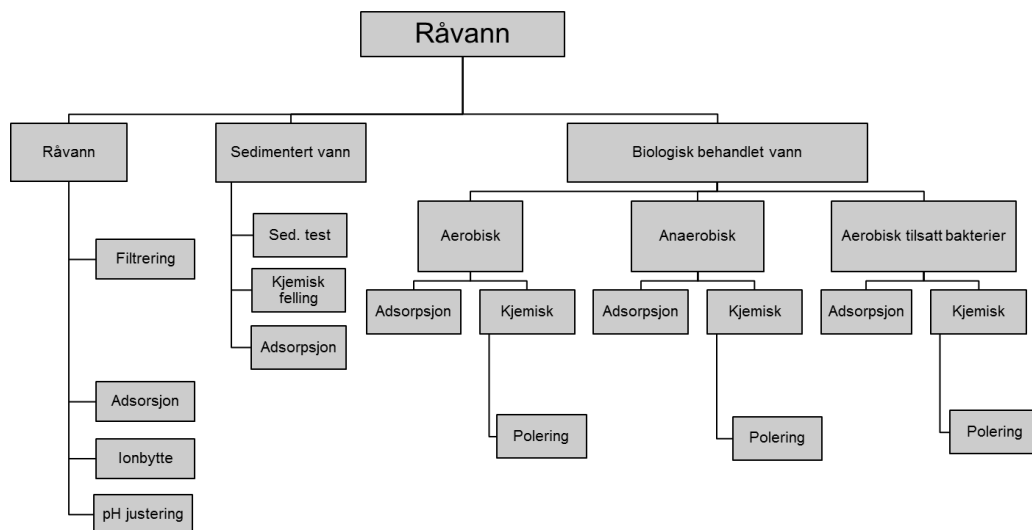
4.4. Gjennomførte aktiviteter

4.4.1. Fase 1 – sommervann

Tabell 13 viser oversikt over gjennomførte aktiviteter i gjennomførte laboratorieforsøk Fase 1 og Figur 13 viser en skisse over hvilke renseteknologier som er testet på hvilke vannkvaliteter (i Fase 1).

Tabell 13. Oversikt over gjennomførte aktiviteter i Fase 1

Aktiviteter	Beskrivelse	Tidspunkt	Sted
1. Prøvetaking/ fordeling av prøver	Prøvetaking Fordeling av prøver	31.08.2014 1.09.2014	Nordbytunnelen Aquateam COWI
2. Analyser av råvann	Ufiltrerte og filtrerte prøver; analyser og undersøkelser hos Aquateam COWI og supplerende analyser hos Eurofins	1.09.2014- 12.09.2014	Aquateam COWI Eurofins
3. Vannkvalitetsendring	Studier av effekten av ulike metoder for lagring og håndtering av råvann	1.09.2014- 14.10.2014	Aquateam COWI
4. Sedimentering	Imhoff glass; sedimentering ved 4 og 20 °C i 1 uke. Undersøkelse av endring over tid	1.09.2014- 08.09.2014	Aquateam COWI
5. Oljefjerning	Effekt av sedimenteringsprosessen (1 uke) på oljefjerning ved 4 og 20 °C. Effekt av fjerning av eventuell olje fra overflaten.	08.09.2014	Aquateam COWI
6. Kjemisk felling	1) Screening av ulike kjemikalier, pH, doser; PAX xL60; PAX 18, PIX 313, PIX 318: tester på råvann og sedimentert vann 2) Kjemisk felling; PIX 313 & Natriumaluminat (NaAl(OH) ₄) av luftet, anaerob og biologisk og sedimentert 3) Kjemisk felling; NaAl(OH) ₄ , tilsatt direkte i luftet oppsamlingstank	1.09.2014- 24.09.2014 7.10.2014-	Aquateam COWI
7. Polering	1) Filtrert råvann 5 µm; 2) PIX pH 7,6; 3) PIX pH 11,9: Adsorpsjon med tre adsorbenter (GAC, Olivin og jernhydroksid) og ionebytte. 4) Luftet, anaerob og biologisk; adsorpsjon med Olivin direkte og etter felling med PIX313 5) Luftet, adsorpsjon med Olivin pulver direkte i tanken	1.09.2014- 2.10.2014 7.10.2014- 24.10.2014	Aquateam COWI
9. Vaskemidler	Microtox og TOC	05.11.2014	Aquateam COWI
8. Rapportering og presentasjoner	Tre presentasjoner og datarapport	20.11.2014 -1.12.2014	Aquateam COWI



Figur 13. Ulike renseteknikker er testet på ulike vannkvaliteter i laboratorieundersøkelsene og i ulike rekkefølger i Fase 1.

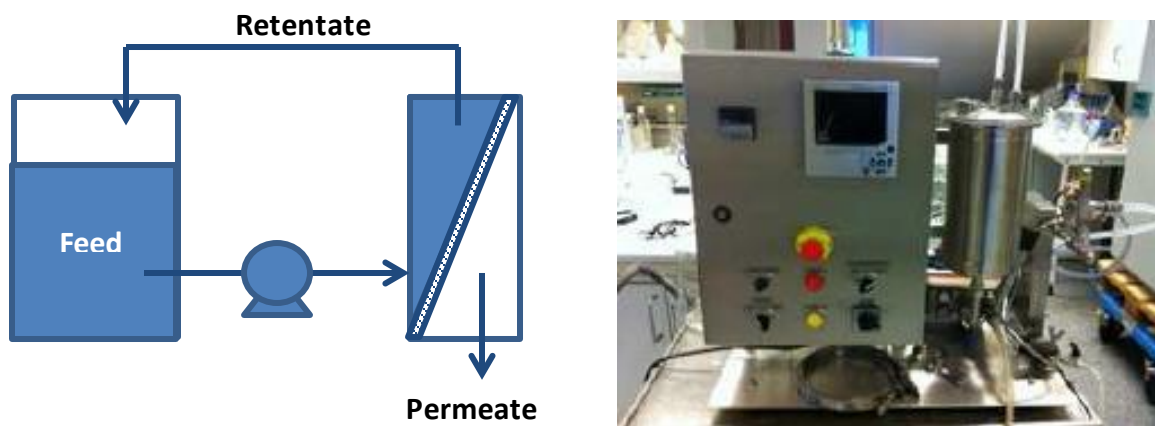
Råvannsanalyser

Etter prøvetaking, ble råvannet analysert etter følgende analyseplan:

- TOC, KOF, Tot-N, NH₄-N, PO₄-P, Cu og Zn (Hach Lange), tungmetaller og PAH (Eurofins), OiV (Eurofins og AqtC), pH, alkalitet, Red/Ox, DO, ledningsevne, turbiditet, TST, VST, partikkelstørrelsesfordeling (PSD), Zeta potensiale, Microtox.
- Filtrert (0,45 eller 1,2 µm) TOC, KOF, Cu og Zn (Hach Lange), tungmetaller (Eurofins), turbiditet, PSD, Microtox
- Mikrofiltrerte (MF) prøver etterfulgt av samme prøveprogram som for filtrerte prøver
- Ultrafiltrerte (UF) prøver etterfulgt av samme prøveprogram som for filtrerte prøver

Filtrering

Mikrofiltrering (MF) separerer suspenderte partikler, ultrafiltrering (UF) fjerner makromolekyler (organisk stoff med høy molekylvekt; polymere, enkelte vaskemidler, små partikler) mens omvendt osmose (RO) og nanofiltrering (NF) fjerner ioner. Råvann ble filtrert med 1,2 µm filtre, MF og UF i Aquateam COWI Laborietestrigg. Figur 14 viser teststrømmen som ble benyttet for MF og UF.



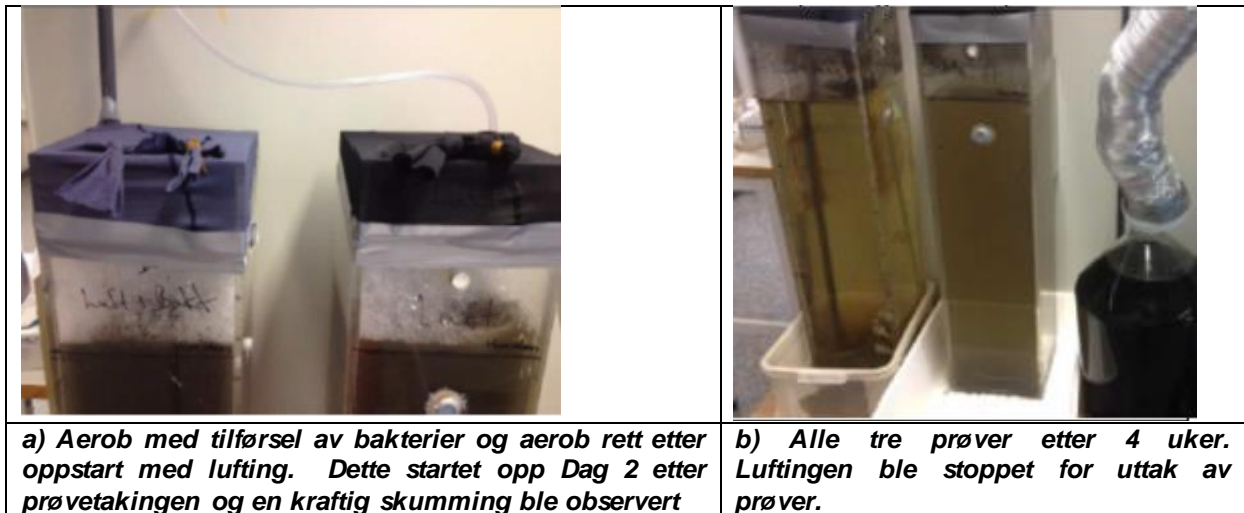
Figur 14. Laborieteststrømmen benyttet ved testing av membranfiltrering av ulike vannkvaliteter.

Vannkvalitetsendringer

Hovedmålet med disse studiene er å gjennomføre undersøkelser slik at man forstår hvordan forbehandlingsprosessen kan forenkle fjerning av tungmetallene. Viktige oppgaver vil være å bestemme om prosesser som nedbryter eller fjerner vaskemidlet også nøytraliserer vaskemidlets evne til å mobilisere tungmetaller. Det vil undersøkes om 1) umiddelbar fjerning av vaskemidlet (TOC, KOF) kan hindre mobilisering av tungmetallene eller om 2) fjerningen av vaskemidlet kan foretas etter sedimentering og/eller etter kjemisk felling uten at mobiliseringen av tungmetaller påvirkes. Følgende prosesser ble testet:

Biologisk nedbrytning:

- Anaerob: Ingen oksygentilførsel – lukket beholder som gikk anaerob
- Luftet: Tilførsel av luft – aktiv lufting.
- Biologisk: Luftet med tilførsel av bakterier (naturlig inkokulum)

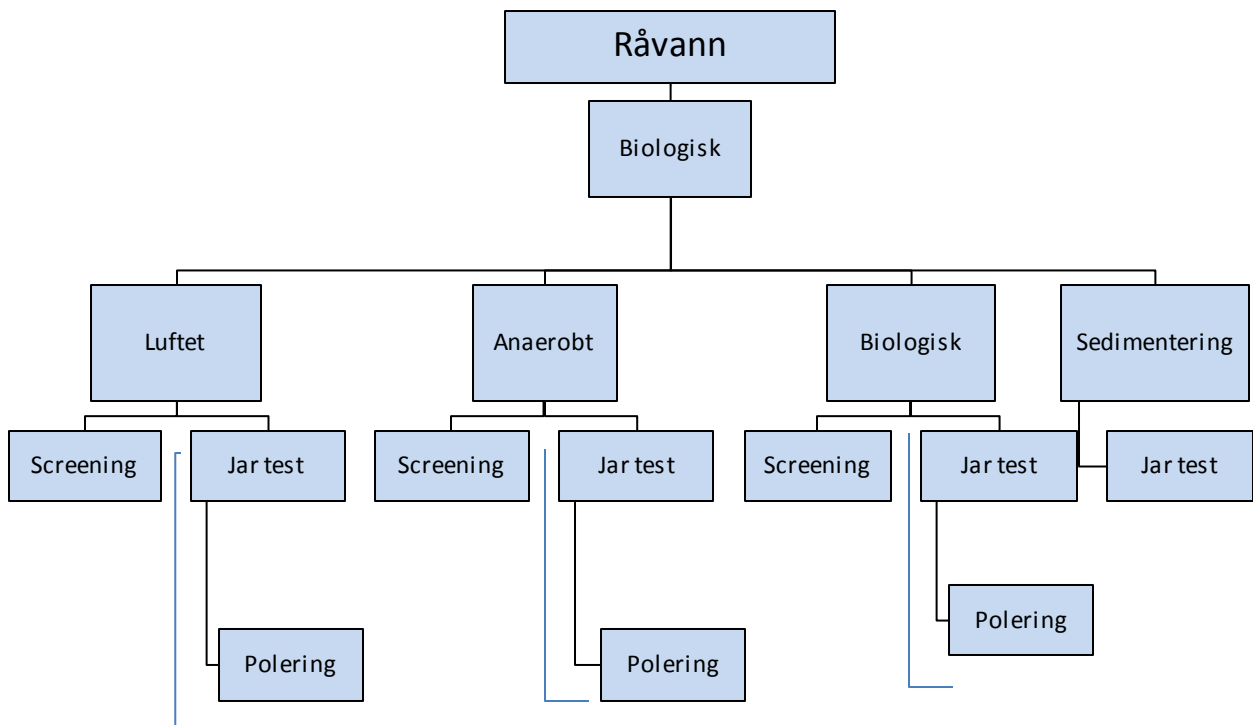


Figur 15. Studiene av vannkvalitetsendringer i oppsamlingsbassengene ble satt opp med 3 prøver; i) Anaerob (helt til høyre); ii) Luftet, aktiv lufting og iii) Biologisk; aerob med tilsats av bakterier fra eksisterende rensedam.

Det ble innhentet bakterier fra rensedammen til Nordbytunnelen 1 uke i forkant av forsøkene. Bakteriene ble tilført næringsstoffer ($\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{PO}_4\text{-P}$) og satt til lufting i vann fra rensedammen. Vaskevannets innhold av næringsstoffer ble kontrollert før forsøksstart. Disse viste at det var nok $\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{PO}_4\text{-P}$ til stede. Ekstra ble ikke tilsatt.

En 20 L prøve lot vi stå til oksygen brytes ned naturlig (anaerob), en 35 L prøve ble tilført oksygen, en annen 35 L prøve ble tilført naturlige bakterier (sediment fra eksisterende sedimenteringsbasseng tilsatt næringsstoff; NH_4 og PO_4 og luftet i forkant). Prøvene ble kontrollert daglig mht. vannbalanse og kompensasjon for naturlig fordampning og med regelmessig måling av DO (løst oksygen) og red/oks i en måned. Etter 14 dager og ved avslutning (1 måned) ble det tatt ut prøver for analysering av organisk stoff (KOF filtrert/ufiltrert) og metaller (filtrert og ufiltrert). I prøven som er gått anaerob, ble det forsiktig tilsatt N_2 gass gjennom sedimentet for å skifte porevannet ut med vann fra vannfasen, før prøven sedimenteres og vannprøver tas av vannfasen. Prøvene ble satt til fortsatt lagring og noen prøver ble tatt ut senere.

Prøvene etter ulike typer forbehandling ble benyttet til ytterligere testing, se Figur 16.



Figur 16. Prøver etter ulike former forbehandling (sedimentering, luftet, anaerobt, biologisk) ble benyttet til testing med kjemisk felling (screening og Jar test) og polering

Sedimentering

Sedimenteringstesten ble gjennomført ved at 1 L prøve ble tilsatt koniske 1 liters glass (Imhoff) og satt til sedimentering (Figur 17). Tre parallelle prøver ble satt ved romtemperatur og tre paralleller ved 4 °C. Prøver ble tatt ut for å måle turbiditet og partikkelstørrelsesfordeling (PSD) med en pipette ført ned i prøveglasset. Første prøve ble tatt etter 1 døgn, neste etter 2 døgn, deretter etter 3, 4, og etter 7 dager (en uke). Pipetten ble ført 10 cm ned i prøven og 10 ml prøve ble hentet ut.



Figur 17. Sedimenteringstester med 1 liters Imhoff-glass satt til sedimentering ved 4 og 20 °C.

Oljefjerning

Oljeforbindelsene; her illustrert med olje i vann (OiV) og PAH, vil kunne fjernes med flotasjon, filtrering (sand, MF og UF) og adsorpsjon så lenge de foreligger som dispergerte forbindelser. Finnes de som løste forbindelser vil de kunne fjernes med biologisk nedbrytning. Alifatiske forbindelser som bestemmes i OiV analysen er forholdsvis lett nedbrytbare. Surfaktanter og såpeforbindelser er kjent for å bidra til at oljedråpene blir veldig små. Dette vanskeliggjør fjerningen med separasjon. Hvis konsentrasjonen av surfaktanter er høy, vil vi kunne få dannet en mikroemulsjon. I forsøkene som ble gjennomført av Roseth (2013) på vann fra E6, var det tydelig at man hadde et lag på toppen av prøvene etter lang tids sedimentasjon. Prøver analysert i våre forsøk var råvann og sedimentert vann ved 4 og 20 °C, med og uten topplag. Detaljer om prøveoppsettet og gjennomføringen er diskutert sammen med resultatene.

Sedimenterte prøver ble undersøkt mht. PAH og OiV i vannfase (eksklusive overflaten), i hele vannfasen (fjernet sediment og ekstrahere vannfasen) og i sediment (ekstrahert sediment fasen).

Kjemisk felling

Målet med laboratorietestene var å optimalisere kjemisk felling for å finne hvor mye organisk stoff (vaskemiddel), partikler, oljeforurensninger, tungmetaller og giftighet som kunne fjernes gjennom en maksimalt effektiv kjemisk felling. Det var ønskelig å gjennomføre forsøk med «ferskt» vann uten sedimentering og vann etter en kort sedimentering. Informasjonen vil kunne bidra til å verifisere design og dimensjonering av pilotanlegget og si noe om hvor mye løste tungmetaller man må fjerne i en eventuell poleringsprosess.

Målet med screeningtestene er å optimalisere fellings-pH, kjemikalietype og dosering for å kunne oppnå best mulig resultat. I screeningtestene ble det benyttet 100 ml erlenmeyerkolber, se illustrert oppsett i Figur 18.



Figur 18. Screening tester med 100 ml erlenmeyerkolber og Jar-test med 1 L prøve.

Siden det var en målsetting å fjerne mest mulig tungmetaller, var det i tillegg til tester under mest optimal fellings pH også ønskelig å teste effektiviteten ved høy pH. Metalhydroksid utfelling bør være et mål i dette forsøket, nettopp fordi metallene kan felles som hydroksider ved høy pH. Ikke alle fellingskjemikalier er egnet for høy pH. Vi vet at PAX har et optimalt pH område rundt 5-7 og PIX rundt 6-8, mens Na-aluminat feller ved vesentlig høyere pH. Dette kjemikalet er noe dyrere, men dersom det tar med $\text{Cu}(\text{OH})_2$ og $\text{Zn}(\text{OH})_2$ kan vise seg å være bedre totalt sett. Det benyttes til rensing av avløpsvann i små anlegg der enkel drift er viktig.

Fellingskjemikaliedosering kan skje før innløp i sedimenterings-bassenget (på råvann), direkte i eller etter sedimenteringsanlegget.

Mulige fellingskjemikalier inkluderer aluminium (Al) og jern (Fe) baserte fellingskjemikalier. Kemira brukte PIX-313 (Fe) og PAX-xL60 (Al) som var vellykket med hensyn til partikkelfjerning i sine tester. Vi har benyttet disse i tillegg til PIX318 og PAX18.

Muligheten for å felle ved høyere pH-verdi ble testet. Natriumaluminat som normalt opererer optimalt ved en høyere pH, ble også testet fordi vi anser det som en god mulighet for å få best mulig fjerning av tungmetallene.

Ved optimal felling tas det også ut prøve som analyseres for TOC/KOF, tungmetaller, PAH, olje og Microtox.

Polering

Selv om ca. 75 % av Cu og 30 % av Zn allerede er fjernet i forsedimentering og ved nedbryting i bassenget, er det betydelig mengder av metaller fortsatt i vannet. Målet er at en kjemisk felling skal fjerne en betydelig mengde før vannet må poleres for å oppnå <10 µg/l Cu og <50 µg/l Zn som er målet for å kunne slippe ut vann direkte til resipienten. Forsøkene i poleringstrinnet fokuserte på å velge adsorpsjonsmateriale og dimensjonere filter. Forbehandling for poleringstestene som ble gjennomført inkluderte:

- Filtrering av råvann med 5 µm filter, tilsvarende sandfiltrering
- Felling med PIX ved pH 7,6
- Felling med PIX ved pH 12

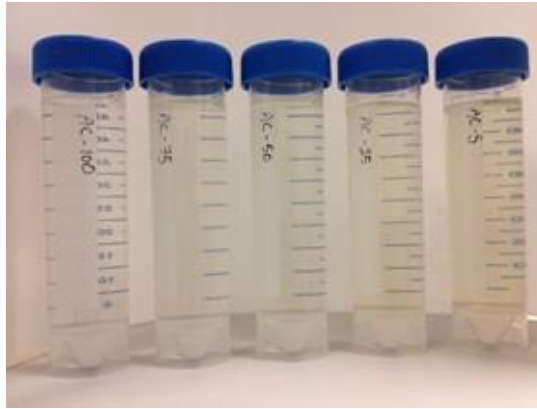
Ulike aktuelle adsorpsjonsmedier og ionebyttemasser ble vurdert sammen med Flemming Dahl (COWI DK) for å kunne sitte igjen med noen aktuelle kandidater med størst mulighet til å kunne fungere godt. I innledende laboratorietester ble det gjort flasketester eller kolonneforsøk for å bestemme mengde kobber og sink som kunne fjernes pr. mengde adsorpsjonsmasse. Følgende ble undersøkt i screeningtester:

- Adsorpsjon (tre adsorbenter; GAC, Olivin og jerngranulatd)
 - GAC (granulert aktivert karbon, malt opp til mindre kornstørrelse)
 - Olivin Blueguard (G1-3 fra Sibelc, kornstørrelse = 1-3 mm)
 - Jerngranulat (Produsert av Aquateam COWI; kornstørrelse ~5-10 µm)
- Ionebytte (selektiv)
 - Lewatit Monoplus TP 207

Screening av adsorpsjonsmaterialene GAC og jerngranulat ble gjort i flasketester (likevekt med fem ulike doseringer). Lewatit og Olivin ble gjort som kolonneforsøk, der Lewatit ble gjennomført med 20 og 10 bed-volumer (tilsvarende 4 og 2 l/t) og Olivin med 10 og 5 bed-volumer (tilsvarende 2 og 1 l/t). Prøvene ble analysert mht. innhold av kobber, zink og KOF. Fra utvalgte prøver ble det tatt ut prøver som ble analysert med Eurofins sin tungmetallpakke.

Adsorpsjon med Granulert Aktivert Carbon (GAC)

GAC-polering ble gjort med pulverisert GAC (PAC) i fem ulike konsentrasjoner i flasketester. Konsentrasjonene ble valgt fra 0-1000 mg/l. Figur 19 viser bilder av vannprøver tatt etter PAC forsøkene og etter filtrering for å fjerne karbonet.



Figur 19. Fargeforskjellene på prøvene etter GAC adsorpsjon – fra høyre; 5 ppm GAC; 25; 50; 75 og 100 ppm.

Adsorpsjon med Jerngranulat

Jerngranulat-polering ble testet i flasketester med pulverisert jerngranulat (morter ble benyttet for å redusere kornstørrelsen av jerngranulatet). Testene ble gjennomført i fem ulike konsentrasjoner i flasketester. Konsentrasjonene ble valgt fra 0-1000 mg/l, se Figur 20.



Figur 20. Jerngranulat og flasketester med fem ulike konsentrasjoner av granulatet.

Adsorpsjonsforsøk med Olivin

Adsorpsjon med Olivin ble gjennomført med kolonneforsøk, se Figur 21. Tester ble også gjennomført med olivin tilsatt i flasketester som granulert eller pulverisert medium til vannkvalitetsprøver der vi ikke hadde tilstrekkelig mengde vann til å kjøre kolonneforsøk.



Figur 21. Kolonneforsøk med Olivin Blueguard.

Ionebytte

Ionebyttmassen som ble benyttet i forsøkene var Lewatit Monoplus TP 207, en selektiv ionebyttmasse. Forsøkene ble gjennomført som kolonneforsøk, se Figur 22.



Figur 22. Kolonneforsøk med Lewatit ionebyttmasse.

4.4.2. Fase 2 vinter; tunnelvask 18.03.2015

Gjennomførte aktiviteter i Fase 2 er oppsummert nedenfor. Mer detaljert beskrivelse av hver enkelt aktivitet følger etter oppstillingen.

Aktiviteter	Beskrivelse	Tidspunkt	Sted
1. Prøvetaking/ fordeling av prøver	Prøvetaking Fordeling av prøver	18.03.2015	Nordbytunnelen Aquateam COWI
2. Analyser av råvann	Ufiltrerte og filtrerte prøver; analyser og undersøkelser hos Aquateam COWI og supplerende analyser hos Eurofins	18.03.2015	Aquateam COWI Eurofins
3. Vannkvalitetsendring	Studier av effekten av ulike metoder for lagring og håndtering av råvann – anaerobt ved 4 og 20 °C	18.03.2015 - 23.06.2015	Aquateam COWI
4. Filtrering	Effekt av filtrering etter anaerob nedbrytning ved 4 og 20 °C.	16.04.2015 23.06.2015	Aquateam COWI
5. Kjemisk felling	1) Screening med ulike kjemikalier, pH, doser tester på råvann og semi-aerobt og anaerobt vann 2) Kjemisk felling; på råvann og semi-aerobt og anaerobt vann	23.03.2015 16.04.2015 25.03.2015	Aquateam COWI
6. Vaskemidler	Microtox, alge, krepsdyr og TOC	Juli.2015	Aquateam COWI
7 Rapportering og presentasjoner	Tre presentasjoner og datarapport	01.08.2015 16.11.2015	Aquateam COWI

Råvannsundersøkelser

Etter prøvetaking, ble råvannet analysert etter følgende analyseplan:

- TOC, KOF, Tot-N, NH₄-N, PO₄-P, Cu og Zn (Hach Lange), tungmetaller og PAH (Eurofins), OiV (Eurofins), pH, alkalitet, Red/Ox, DO, ledningsevne, turbiditet, TST, VST, partikkelstørrelsesfordeling (PSD), Zeta potensiale,
- Filtrert (0,45 eller 1,2 µm) TOC, KOF, Cu og Zn (Hach Lange), tungmetaller (Eurofins), turbiditet, PSD, Microtox, *Pseudokirchneriella* og *Daphnia*

Vannkvalitet - Anaerob nedbrytning ved 4 og 15 °C

I 2014 ble undersøkelsene foretatt under standard laboratoriebetingelser (20 °C). Målet er å undersøke forhold som påvirker vannkvaliteten *in situ*, da spesielt i vinterhalvåret. Forhold som bør undersøkes er:

- Lav temperatur 4 °C og 15 °C
- Variasjoner i salinitet; veisalt

Det forventes at saltinnholdet vil variere fra årstid til årstid og fra år til år avhengig av behovet for salting og nedbørsforholdene over året. Prøver tatt fra vintersituasjonen vil gi et bilde av variasjonen, men i tillegg kan det være nyttig å gjennomgå litteratur fra ulike gjennomførte studier med hensyn til erfarte variasjoner i saltholdighet.

I undersøkelsen i 2014 var målet å skjønne hva som skjer dersom oksygenet forbrukes i oppsamlingsbassengene. Anaerob nedbrytning var ikke tenkt på som en mulig renseteknisk behandling.

Resultatene fra undersøkelsene utført av Aquateam COWI i 2014 viste derimot at man fikk best fjerning av tungmetaller (Cu og Zn) under anaerobe forhold (Figur 32). Men der er fortsatt ubesvarte spørsmål som bør undersøkes:

- Hvordan skal sulfidpartiklene fjernes, hvor små er de og hvor lette er de å separere fra vannfasen?
- Hvordan unngår vi utslipp av H₂S (HMS)?
- Hvor mye vaskemiddel nedbrytes under anaerobe forhold ved ulike temperaturer og saltholdighet?
- Hvor lavt kommer den løste tungmetallkonsentrasjonen når partiklene fjernes?
- Når skal partiklene fjernes (Hvordan oppnås høyest mikrobiell effekt, mens man unngår anaerob remineralisering av utfelte partikler? Se Cu-resultater i (Figur 32)

Innledende tester i Fase 1 viste at anaerob nedbrytning gav best resultater ifm. fjerning av tungmetaller. Men anaerob nedbrytbarhet bør også testes under *in situ* forhold (sommer og vinter), 4 °C og 15 °C. Om vinteren vil saliniteten i vaskevannet variere, dette kan påvirke mikroorganismene. Lav temperatur vil påvirke nedbrytningshastigheten og kanskje tar prosessen for lang tid til at den er praktisk gjennomførbar. I en anaerob nedbrytningstest dannes små metallsulfidpartikler. Disse må fjernes for å oppnå akseptabelt rensesultat. Optimal fjerning av partikler må undersøkes.

Lang tids sedimentering uten fjerning av slam og uten oksygentilførsel kan gi uønsket effekt på mobilisering av forurensninger (vaskemidlet og tungmetallene, N, P og C, slamflukt, TSS, toksisitet). Det er dokumentert at anaerobe forhold eller forhold med lavt oksygeninnhold bidrar til å mobilisere tungmetaller, næringsstoffer og øke partikkelinnholdet i vann.

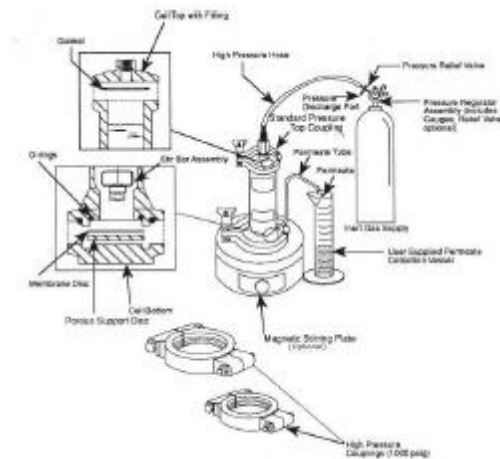
De anaerobe kulturene ble kontrollert daglig mht. vannbalanse og kompensasjon for naturlig fordampning og med regelmessig måling av turbiditet og red/oks i en måned. I løpet av de første dagene og deretter en gang i uken ble det tatt ut prøver for analysering av organisk stoff (TOC og DOC), næringsstoffer (PO₄ og Tot-N og NH₄) sulfid og metaller (filtrert og ufiltrert). Etter tre og ved avslutning vil det tas ut prøver til filtreringstester (kapittel 5.2) og kjemisk felling (kapittel 5.2.4).

En 20 L prøve med tett lokk ble satt til naturlig nedbrytning (oksygenet forbruk til prøvene ble anaerobe. Prøvene ble kontrollert daglig mht. vannbalanse og kompensasjon for naturlig fordampning og med regelmessig red/oks målinger i en måned. Etter 3 uker (15 °C) og etter 12 uker (4 °C) ble det tatt ut prøver for analysering av organisk stoff (TOC filtrert/ufiltrert) og metaller (filtrert og ufiltrert). Når prøven var gått anaerob, ble det forsiktig tilsatt N₂ gass gjennom

sedimentet for å skifte porevannet ut med vann fra vannfasen, før prøven ble sedimentert og prøve ble tatt fra vannfasen. De anaerobe 20 L prøvene ble satt til fortsatt lagring og noen prøver ble tatt ut senere.

Effekt av filtrering for å fjerne metalsulfider

Det er sannsynligvis mest hensiktsmessig å fjerne metalsulfidpartikler som ikke sedimenterer med filtrering. Ulike porestørrelser, rater og trykk vil undersøkes, detaljert forsøksmatrise vil bli laget i prøveprogram.



Figur 23. Skisse av filtreringsapparat (HP4750 Stirred Cell, Steriltech) for membranfiltrering ved ulike trykk

Prøvene vil dekanteres fra toppen av flaskene for å unngå sedimenterte partikler. Det dekanterte vannet vil deretter filtreres ved hjelp av en batch-filtreringsenhet, med ulike filtre (ulik porestørrelse 0,2-5 μm), ved ulike trykk, og raten bestemmes etter medgått tid (se Figur 23). Det vil tas prøver til partikkelkarakterisering, tungmetaller og TOC.

Følgende prøver skal testes:

- Anaerob nedbrytning (4 °C) 12 uker
- Anaerob nedbrytning (15 °C) 3 uker

Følgende tester skal gjennomføres:

- Filtrering med 0,2 μm filter
- Filtrering med 1,2 μm filter
- pH-justering til pH 12, etterfulgt av filtrering med 1,2 μm filter
- Sekvensiell filtrering med 11, 5, 1,2 og 0,2 μm filter

Sekvensiell filtrering

Ta ut nok volum til analyser i alle mellomtrinn, samt tox etter siste filtrering (fra tank nr 2). Anbefaler 1500 ml (ca 150 ml til hvert trinn samt 7-800 ml til tox).

Filtrering, bruk riggen uten tank (fyll heller flere ganger):

- Trinn 1: filtrering: 11 μm
- Trinn 2 filtrering: 5 μm
- Trinn 3 filtrering: 1.2 μm
- Trinn 4 filtrering: 0.2 μm

Analyser:

- Trinn 1: 10 µm, - pH, Zn, Cu, TOC, turbiditet og PSD
- Trinn 2 filtrering: 5 µm - pH, Zn, Cu, TOC, turbiditet og PSD
- Trinn 3 filtrering: 1.2 µm - pH, Zn, Cu, TOC, turbiditet og PSD evt. nanosize
- Trinn 4 filtrering: 0.2 µm - pH, Zn, Cu, TOC, turbiditet og nanosize, toks.

Effekt av kjemisk felling

I utgangspunktet vurderes kjemisk felling etterfulgt av adsorpsjon i filter som de primære og sentrale prosesser i eventuelle pilotanlegg og i fremtidige fullskala anlegg.

Prøver ble analysert for ufiltrert og filtrert organisk stoff og tungmetaller for å vite om stoffet var partikulært eller løst. Turbiditet indikerer om slammet som dannes er fjernet gjennom sedimentasjon. Store organiske molekyler og komplekser kan felles ut ved at de tiltrekkes kjemikalet pga. ladning eller ved at det blir med de store utfelte partiklene, i Figur 24 er jernhydroksider ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) som er benyttet. Det gjennomføres Jar test etterfulgt av sedimentering, filtrering (0,45 µm), se Figur 24. Her kan produsert slammengde (ved sedimentering), effektivitet av renseprosessen etc. bestemmes.



Figur 24. Jar-test etterfulgt av sedimentering eller flotasjon.

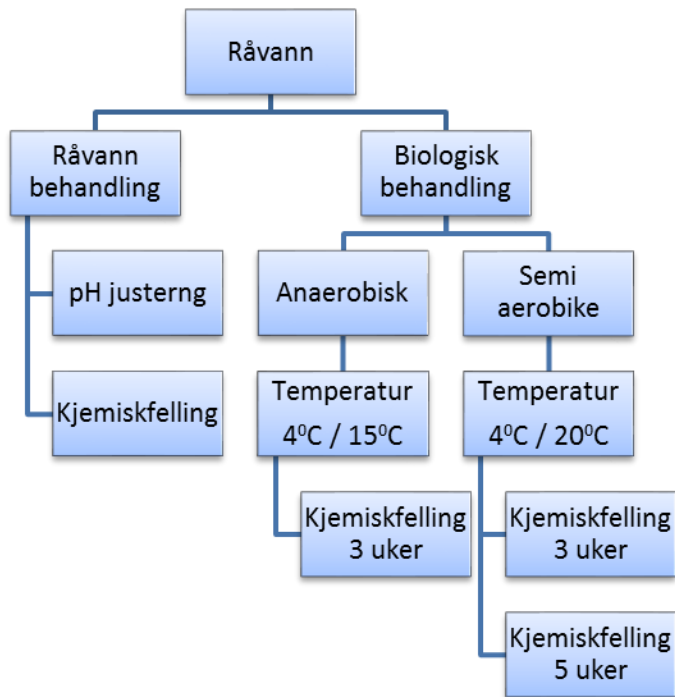
Ved optimal felling tas ut prøve som analyseres for TOC/KOF, tungmetaller, og toksisitet.

4 fellingskjemikalier, de samme som ble brukt i Fase 1, ble testet gjennom forsøkene.

- PIX 313: er en jernbasert kommersiellfellingskjemikalie som ble utvelges i Fase 1.
- PAX 18: er aluminiumbasert kommersiellfellingskjemikalie som ble testes i Fase 1.
- SAX 18; Na-Al: er aluminiumbasert kommersielt fellingskjemikalie. Dette øker pH i vannet og dersom forventer vi en effektiv tungmetall felling uten pH justering av vannet.

I Fase 1, har vi erfart bedre tungmetalfjerning når den kjemiske fellingen ble utført ved høy pH. I Fase 2 ble derfor fellingsforsøkene gjennomført både på pH justert (ca. pH 12) og ikke pH justert vann.

Samme prosedyrer og analysemetoder ble fulgt i Fase 1 og Fase 2. For å bestemme kjemikaliebehov, ble det gjennomført screeningtester med 100 ml vann i Erlenmeyer flasker. I screeningtestene ble pH og turbiditet i prøvene kontrollert etter ½ time sedimentering. De doseringene som ga best renseseffekt ble benyttet i Jar testene. Ytterligere optimalisering av kjemikaliedosen må gjennomføres i et eventuelt pilotanlegg. Figur 25 viser oversikten over gjennomførte tester i Fase 2.



Figur 25. Ulike renseteknikker er testet på ulike vannkvaliteter i laboratorieundersøkelsene og i ulike rekkefølger i Fase 2.



Figur 26. Screeningtest med 100ml vann i Erlenmeyerflasker.

Jar test ble kjørt med 1 liter vann etter standard prosedyrer. Etter Jar testen (etter sedimentering), ble prøver uttatt for analysering av turbiditet, pH, tungmetaller og toksisitet.



Figur 27. Jar test ble kjørt med utvalgte kjemikalie doser.

Semi-aerob testing

To store glassbeger med åpent topp ble brukt i forsøkene. Glassbegerene ble dekket med et svart dekke for å hindre lystilførsel (se Figur 28). Ferskt tunnelvaskevann var delt i to. En halvdel lagret på kjølerom ved 4°C og den andre halvdelan lagret ved 20 °C. Etter 3 uker ble det tatt prøver fra både 4 og 20 °C til fellingstester. I testene ble det brukt både PAX, PIX og SAX ved pH ujustert og pH justert vann. Etter 5 uker ble det tatt ut prøver for felling med PIX.



Figur 28. Vann i glass beger lagret i kjølerom (4 grader) og på laboratoriet (20 grader).

Toksisitetstester

Det ble utført akutte giftighetstester på tre trofiske nivå med ferskvannsorganismer *Pseudokirchneriella subcapitata* (alge), *Daphnia magna* (krepsdyr) og Microtox (mikroorganismer) på renset vann etter vannbehandling som beskrevet i Tabell 14.

Tabell 14. I Fase II ble det gjennomført toksisitetstesting på tre trofiske nivåer på renset vann.

Type	Temp. °C	Vannbehandling
Råvann		
Råvann		pH 12
Aerob	20	3 uker pH 12
Aerob	4	3 uker pH 12
Aerob	20	3 uker pH 12 PIX
Aerob	4	3 uker pH 12 PIX
Anaerob	4	3 uker
Anaerob	15	3 uker sekvensiell filtrering
Anaerob	15	3 uker pH 12 filtrert (1,2 µm)
Anaerob	15	3 uker pH 12 PIX
Anaerob	15	3 uker PIX
Anaerob	15	3 uker PAX
Anaerob	4	12 uker
Anaerob	4	12 uker sekvensiell filtrering

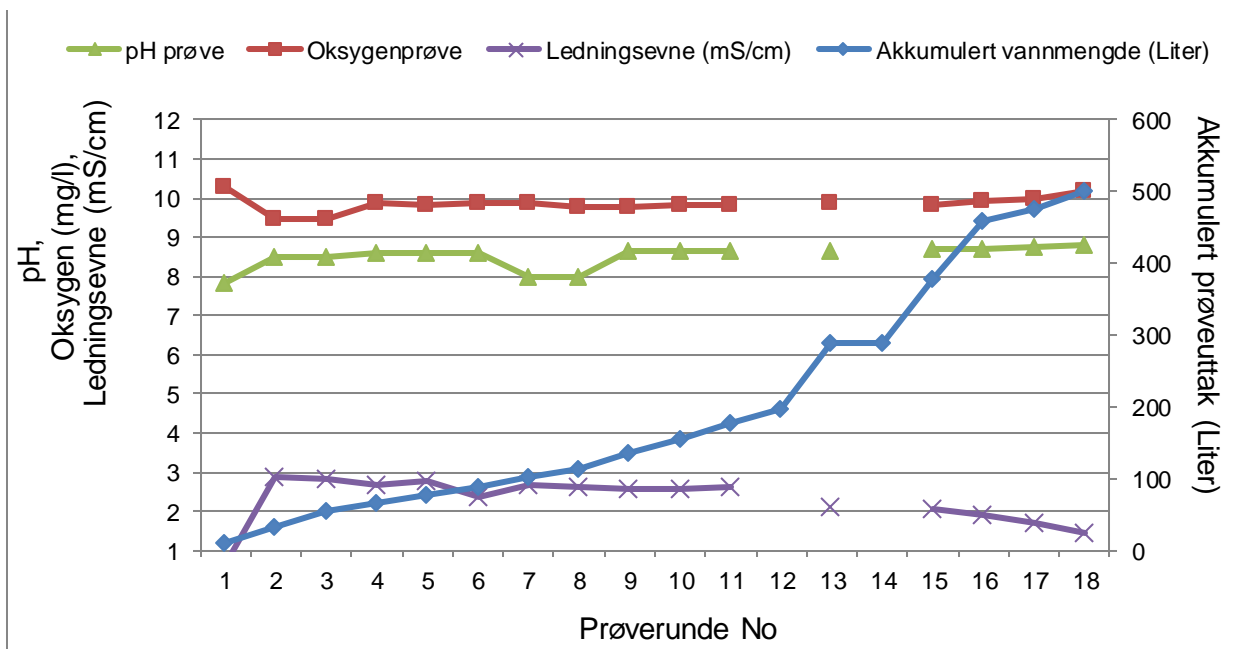
5. Resultater og diskusjon

5.1. Fase 1 sommer; tunnelvask 31.08.2014

5.1.1. Prøvetaking og fordeling av prøver

Forventet vannforbruk til vaskingen var 200–240 m³ over en periode på totalt ca. 4 t. Denne ble etter vaskingen nedjustert til 180 m³. I prøvetakingspunktet (pumpe-stasjonen) ble pumpemengden målt til 138 m³. Dette betyr at ca. 77 % av forbruket til vaskingen av tunnelen (180 m³ anvendt), kom fram til utløpet. Det betyr at ca. 23 % av vannet gikk til fukting av overflater og fordamping.

Under prøvetakingen fra pumpe-stasjonen hadde vi planlagt uttakene av prøvemengde per tidsenhet i forhold til 200 m³. Da det underveis i prøvetakingen ble klart at vannmengden kom til å bli signifikant lavere måtte vi øke mengde prøve per tidsenhet. Dette ser vi i Figur 29 som på høyre y-akse viser akkumulert uttatt vannmengde. Planen var å ta ut 500 L prøve i løpet av perioden, og som det fremgår av figuren, ble volumene i prøverunde 13, 15 og 16 økt for å få tilstrekkelig prøvevolum. Som det fremgår av loggførte kvalitetsdata; pH, oksygen og ledningsevne indikerer relativt stabil vannkvalitet, selv om vi registrerte en økning i ledningsevnen i prøverunde 2. Denne ble imidlertid gradvis lavere for så å bli redusert signifikant i de tre siste rundene av prøvetakingen. Vi vet ikke hvilke ioner som bidrar til økning i ledningsevne.



Figur 29. Under prøvetaking ble pH, oksygen, ledningsevne og akkumulert vannmengde overvåket, her fra Fase 1 prøvetaking.

5.1.2. Råvannsanalyser

Resultater fra råvannsanalyser og analyser av filtrert råvann med 1,2 µm, MF og UF filter er vist i Tabell 15. Resultatene viser:

- 1,2 µm filtrering gir 29 % fjerning av TOC; 46 % KOF; 29 % Zn og 60 % Cu
- MF gir 68 % fjerning av KOF; 52 % TOC; 17 % Zn og 69 % Cu
- UF gir 72 % fjerning av KOF; 57 % TOC; 33 % Zn og 63 % Cu

Det er forholdsvis god korrelasjon mellom Aquateam COWI og Eurofins analyser på alle parametere unntatt for oljeinnhold. Oljen i vaskevannet består tydeligvis av tyngre olje som ikke gir så stort utslag på Eurofins standard analyse for olje-i-vann (OiV).

Tabell 15. Vannanalyser på ufiltrert og filtrert råvann (1,2 µm, UF og NF).

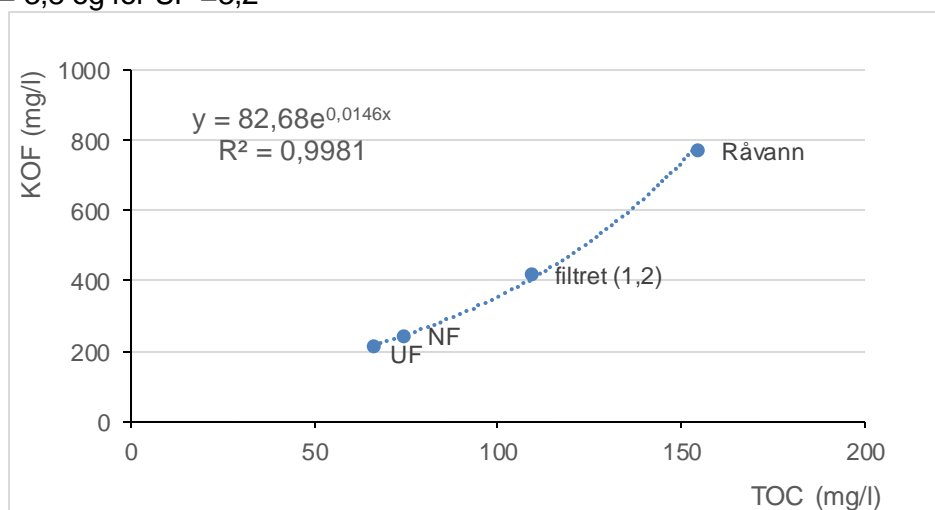
Analyse-parameter	Råvann	Filtrert råvann		
		1,2 µm	MF	UF
TOC (mg/l)	155	109	74	66
KOF (mg/l)	772	420	244	213
KOF/TOC forholdet	4,98	3,85	3,30	3,20
Cu (mg/l)	0,35 ⁽¹⁾	0,14 ⁽¹⁾	0,11 ⁽¹⁾	0,13 ⁽¹⁾
Zn (mg/l)	2,5	1,5	1,9	1,6
TSS (mg/l)	544			
VSS (mg/l)	99			
Turbiditet (NTU)	381	19	7,3	3,3
OiV (mg/l) ⁽²⁾	79 ^a (3.2) ^b			

⁽¹⁾ Resultat av total Kobber målt av Eurofins.

⁽²⁾ Det er anvendt ulike metoder for å analysere for OiV hos Aquateam og Eurofins: ^(b)Eurofins måler >C5-C35 med 88 % >C16-C35 ^(a)Aquateam COWIs metode benytter IR og detekterer lengre molekyllkjeder av alifatiske hydrokarboner.

Reduksjon av konsentrasjonene av Cu og Zn til tilfredsstillende nivåer kan ikke oppnås med filtrering alene selv om mikro- og ultrafiltrering benyttes. De høye verdiene av løst kobber og sink (etter filtrering) tyder på at metallene er kompleksbundet eller mobilisert i løsning pga. vaskemidlene.

Normalt er det en god sammenheng mellom totalt organisk stoff (TOC) og kjemisk oksygenforbruk (KOF) for de fleste vannkvaliteter. Korrelasjonen mellom TOC og KOF i vaskevannet er undersøkt. Denne viser et forhold mellom KOF og TOC som ligger mellom 3,3 til 5 for råvann (Figur 30) i filtrert og ufiltrerte prøver. Forskjellen mellom KOF og TOC er størst i ufiltrerte prøver. Det kan være oksygenforbrukende stoffer i råvannet som ikke består av karbon (f.eks. ammonium og sulfid). I en rekke av forsøkene er det foretatt målinger av KOF og ikke TOC. Dette gjelder spesielt i forsøk med rensing av vannet. For filtrert prøve er forholdet KOF/TOC = 3,8 og for UF = 3,2



Figur 30. Korrelasjon mellom KOF og TOC for råvann og filtrert vann.

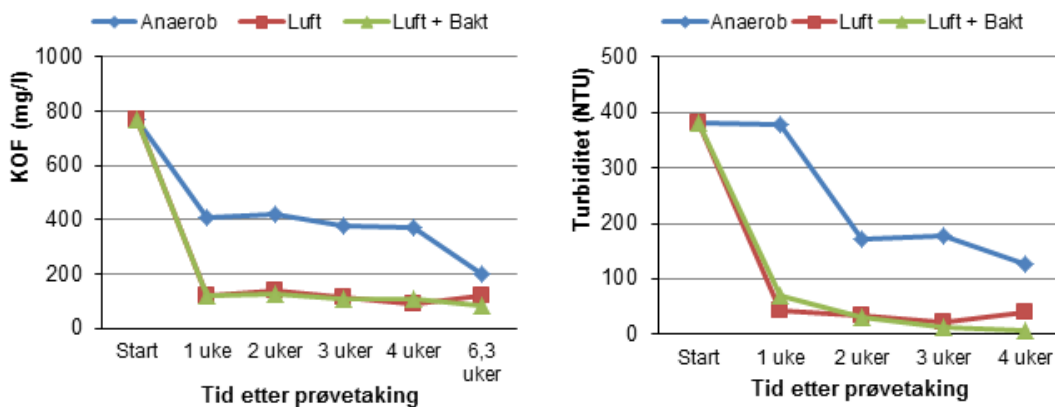
KOF/TOC forholdet for vaskemidlene som ble benyttet i Nordbytunnelen var signifikant høyere enn for vaskevannet. FOMA Kraftvask som bare utgjør en liten fraksjon, har et KOF/TOC

forhold på 8,5, mens TK 601 som utgjør mesteparten av TOC i vaskevannet hadde et KOF/TOC forhold på 4,5. Ved filtrering fjernes en større andel av det oksygen forbrukende organiske stoffet.

5.1.3. Vannkvalitetsendringer

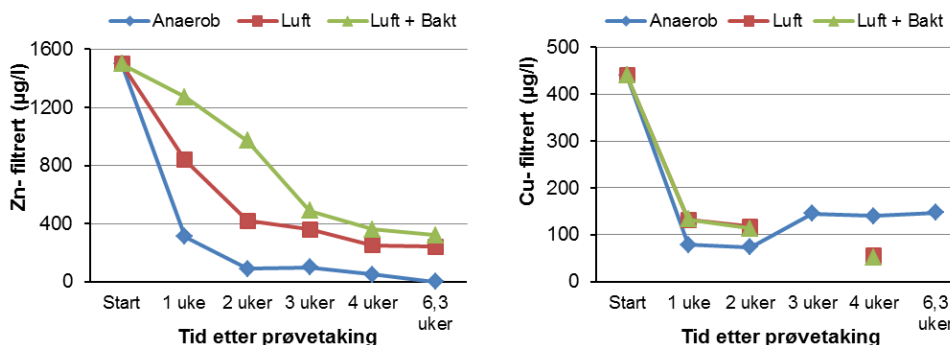
Disse testene ble gjennomført for å forstå hva som skjer dersom vaskevannet tilføres et sedimenteringsbasseng der man tilfører luft eller et basseng der man lar det bli mangel på oksygen. I det ene luftebassenget er det i tillegg tilført biomasse fra slammet som lå i sedimentet til bassenget utenfor Nordbytunnelen. Tilgjengelig makro-næringsstoff (nitrogen og fosfat) ble sjekket for å sikre at ikke manglende næringsstoff skulle hindre nedbrytningen. Det var ikke nødvendig å sette til ekstra næringsstoff i noen av prøvene.

Figur 31 viser utviklingen av turbiditet og KOF over tid og Figur 32 viser utviklingen i løst Zn og løst Cu med lagringstid for de 3 ulike testoppsettene. Det er forholdsvis liten forskjell i resultatet mellom lufting og lufting med bakterier. Turbiditet og KOF følger samme trend. Allerede etter 1 ukes lufting har det vært en kraftig reduksjon. Lengre luftetid reduserer ikke turbiditet og KOF ytterligere. Under anaerobe forhold går nedbrytningen av organisk stoff langsommere og selv etter > 6 uker er mengden organisk stoff ikke nedbrutt like mye som under forhold med tilsatt luft.



Figur 31. KOF og turbiditets resultater fra tester med Anaerob, Luftet og biologisk nedbrytning.

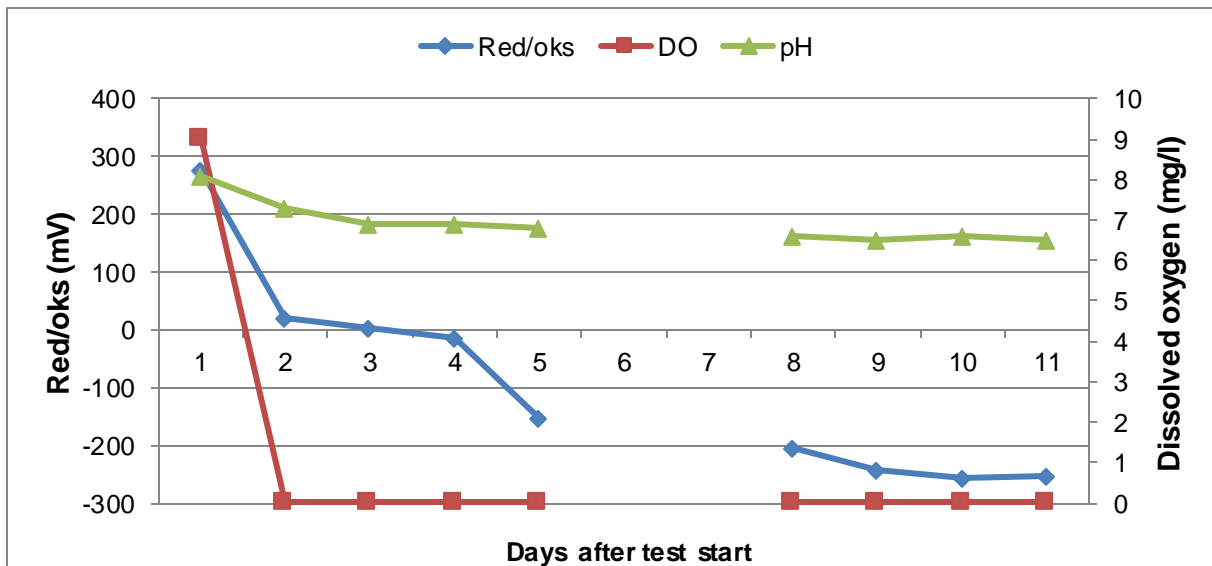
Under anaerobe forhold reduseres innholdet av løst Zn og Cu raskere enn under aerobe forhold, se Figur 32. I den anaerobe testen ser vi en utvikling med dannelse av sulfid. Prøven er helt svart (se Figur 15b), noe som tyder på en utfelling av metallsulfider, FeS, ZnS og muligens noe CuS. Etter 6 uker er Zn ikke påviselig i prøvene fra det anaerobe bassenget, mens prøvene i det luftede anlegget inneholder 240-320 µg/l. Cu derimot faller nesten like raskt i de luftede bassengene som i det anaerobe bassenget, ned til et nivå rundt 60 µg/l. Etter 2 uker under anaerobe betingelser øker Cu innholdet i vannet i det anaerobe bassenget. Cu re-mobiliseres fra det anaerobe anlegget og ligger da på ca. 150 µg/l.



Figur 32. Filtrerte sink- og kobberresultater fra anaerob, luftet og biologisk nedbrytning.

Innholdet av nitrogen og fosfat var høyt nok i vaskevannet til at det ikke ble tilsatt noe ekstra næringsstoff (makro næringsstoffer). Anaerobe bakterier trenger i tillegg til karbon, nitrogen og fosfor også svovel (sulfat) som makro næringsstoff. I tillegg benyttes også metaller som nikkel, sink og kobber i metabolismen (Boe, 2006). Videre produseres sulfid når sulfat reduseres av sulfatreduserende prokaryote (SRP), tidligere kalt sulfatreduserende bakterier (SRB) (Chen *et al.*, 2008). Sulfid feller ut metallioner og det er vanlig at ZnS forekommer i anaerobt vann. I det anaerobe vannet var også fosfat innholdet høyere enn der luft var tilsatt: 2,6 mg/l sammenlignet med 1-1,2 mg/l respektivt. Fosfat kan ha bidratt til utfellingen av metallene. Fosfat kan i likhet med sulfid bidra til utfelling av tungmetaller. Dette kan være en forklaring på den raske reduksjonen av Zn og Cu nivåene i det anaerobe miljøet og remobiliseringen av Cu fra det marine sedimentet. Det er dokumentert at anaerobe forhold eller forhold med lavt oksygeninnhold bidrar til å mobilisere tungmetaller, næringsstoffer og øke partikkelinnholdet i vann.

Tydelige forskjeller i analyseresultat mellom de to laboratoriene, Aquateam COWI og Eurofins ble funnet for vannprøvene fra den anaerobe testen (ved 20 °C). Disse prøvene hadde høyere sulfidinnhold, høyere solids og organisk stoff innhold enn de andre prøvene, se Figur 31. Det kan tyde på at en av analysene har interferens eller problemer med denne typen vann og at valg av prosedyre kan bidra til stor variasjon i analyseresultatene. For filtrerte prøver er variasjonen mindre. Den anaerobe nedbrytningen kommer raskt i gang, se Figur 33 som viser at alt oksygen er brukt opp etter 1 dag og red/oks er nede i ca. -254 mV etter 9 dager, hvilket betyr at SO₄ i vannet er redusert til sulfid (HS⁻/S²⁻ /H₂S). Etter 2 uker har vi også oppnådd lave konsentrasjoner av løst Cu og løst Zn (~70 og 90 µg/l). Sulfidinnholdet er analysert på prøver tatt ut etter 8 dager viser 14,8 mg/l i vannfasen og 12,9 mg/l i sedimentet. Vannets pH verdi reduseres fra 8,1 til 6,6 i løpet av 1 uke, hvilket betyr at hydrogensulfid kan tapes til gassfasen (pK verdien for H₂S er ~7).



Figur 33. Utvikling i red/oks potensiale og innholdet av løst oksygen i dagene etter test start (20 °C).

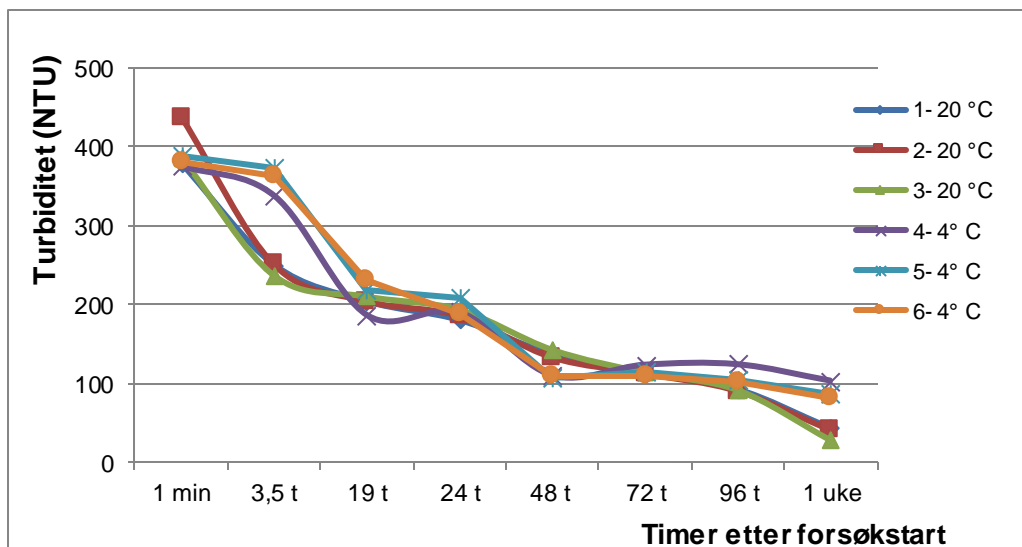
5.1.4. Sedimentering

Sedimenteringsforsøkene viser at sedimenteringen er langsom. Figur 34 viser nullprøven (ferskt råvann), resultatet av sedimentering i 48 timer og i 1 uke, og Figur 35 viser turbiditetsprofilen over en uke. Sedimenteringsprofilene i romtemperatur og 4 °C viste store forskjeller. Sedimentering ved 4°C var mye langsommere enn ved romtemperatur, men tilsvarende mengder sedimentert slam-volum oppnås for begge seriene (mellom 1,5 og 1 ml/l). Dette tyder

på at de store partiklene som opptar størst volum og bidrar mest til totalt suspendert stoff (TSS) sedimenterer raskt, mens finstoffet som gir høy turbiditet blir i vannfasen vesentlig lenger. Turbiditetsmålinger etter en uke ved romtemperatur viser 30 - 43 NTU, mens ved 4 °C var den etter 1 ukes sedimentering 82 - 103 NTU, se Figur 35.



Figur 34. Sedimentasjonsforsøk i koniske 1 liters glass (Imhoff). Bildeserien øverst viser parallelle prøver ved romtemperatur ved startpunkt, etter 48 timer og en uke.



Figur 35. Turbiditetsprøve tidsprofil for de seks Imhoff-glassene (tre ved 20 °C og tre ved 4 °C) etter en uke sedimentering.

En tydelig observerbar organisk fase ble dannet på toppen av vannfasen ved romtemperatur etter 48 timers sedimentering, men tilsvarende ikke ble like tydelig observert i vannprøven som hadde sedimentert ved 4 °C (se Figur 36). Ved uttak av prøver fra vannfasen for analysing, falt partikler fra skumlaget på toppen ned i prøven. Sedimentasjonshastigheten er lavere ved lave temperaturer enn ved høyere temperaturer.

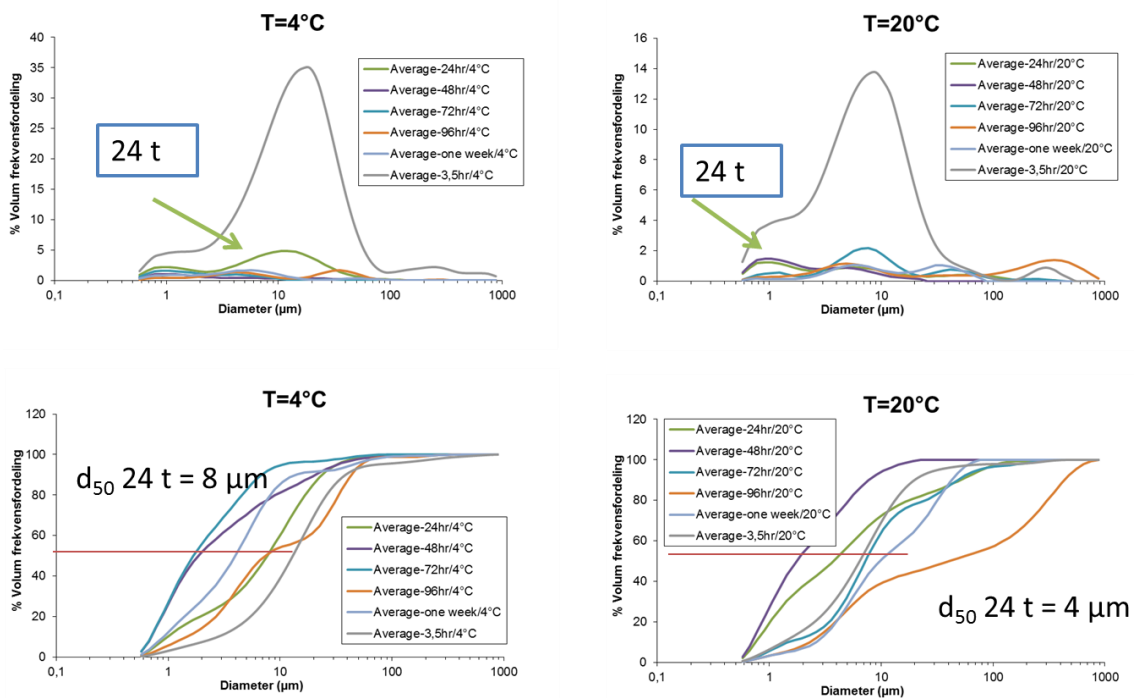


Figur 36. Sammenligning av topplaget dannet ved romtemperatur og ved 4 °C.



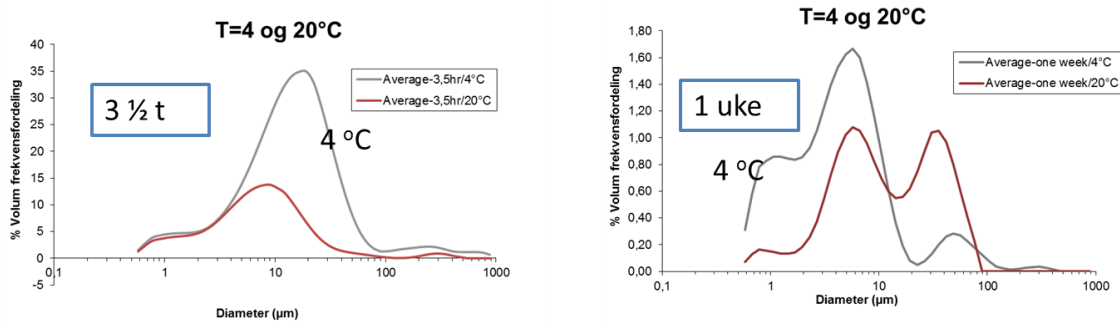
Figur 37. Organisk topplag og sedimentert volum etter en ukes sedimentering ved 20 og 4 °C.

Partikkelstørrelsesfordelingsanalyser (PSD) viste rask sedimentering i løpet av 24 timer ved begge temperaturer og senere sedimentering ved 4 °C enn ved 20 °C. Partikkelkonsentrasjonen var alltid høyere ved lavere temperatur (Figur 38). Brownske bevegelser av partikler er tregere ved lav temperatur. Etter 24 timer er 50 % av partiklene < 8 µm i prøvene som har sedimentert under 4 °C og < 4 µm i de som har sedimentert ved 20 °C.



Figur 38. Partikkelstørrelsesfordeling i vannfasen etter sedimentering ved 4 og 20 °C. Prøver analysert etter 3,5 t sedimentering, 24 t (1 døgn), 48 t (2 døgn), 96 t (3 døgn) og 1 uke.

Figur 39 sammenligner endringen i partikkelstørrelsesfordelingen (PSD= Particle Size Distribution) etter 20 og 4 °C etter 3,5 timer og 1 ukes sedimentering. Konsentrasjonen reduseres (her målt som vol frekvensfordeling) vesentlig, spesielt gjelder det partiklene rundt 10-20 µm.

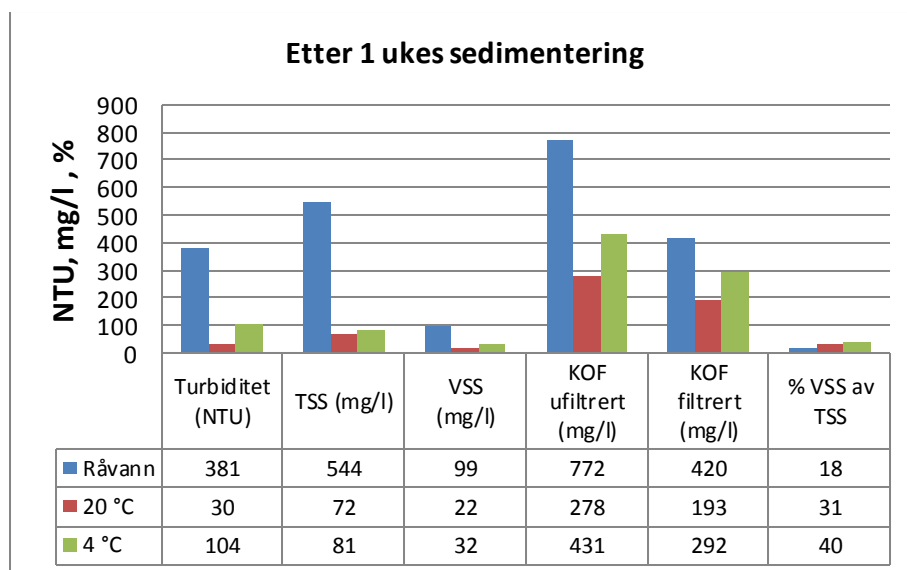


Figur 39. Sammenligning av partikkelstørrelsesfordeling i prøver sedimentert 3,5 timer og 1 uke ved 20 og 4 °C.

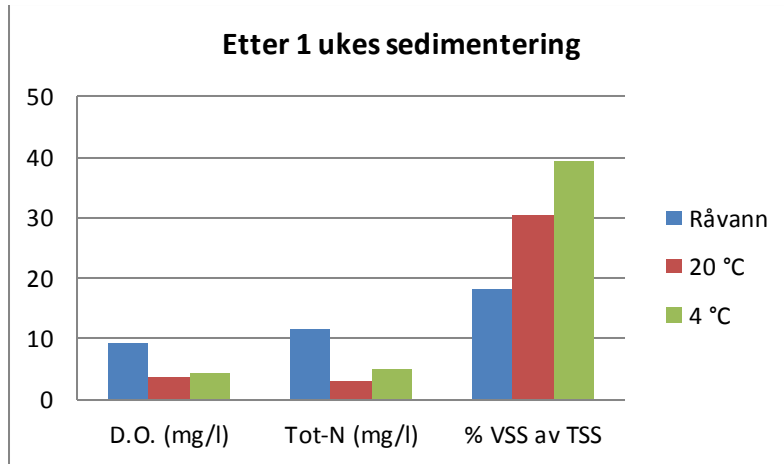
Prøver for kjemiske analyser ble tatt etter en ukes sedimentering ved romtemperatur og 4 °C, og Tabell 16 viser resultatet. Resultatene er bearbeidet i Figur 40, Figur 41 og Figur 42. Sedimentering ved 20 °C medfører høyere fjerning av løst KOF (filtrert KOF), tot-N og høyere oksygenforbruk enn ved 4 °C. Sammenhengen mellom fjerningen av KOF og fjerning av Tot-N, Cu og Zn er vist i Figur 43. Fjerningen av Cu påvirkes ikke av fjerningen av organisk stoff (vaskemiddel), men det gjør fjerningen av Cu.

Tabell 16. Sammensetning i vannet etter en ukes sedimentering

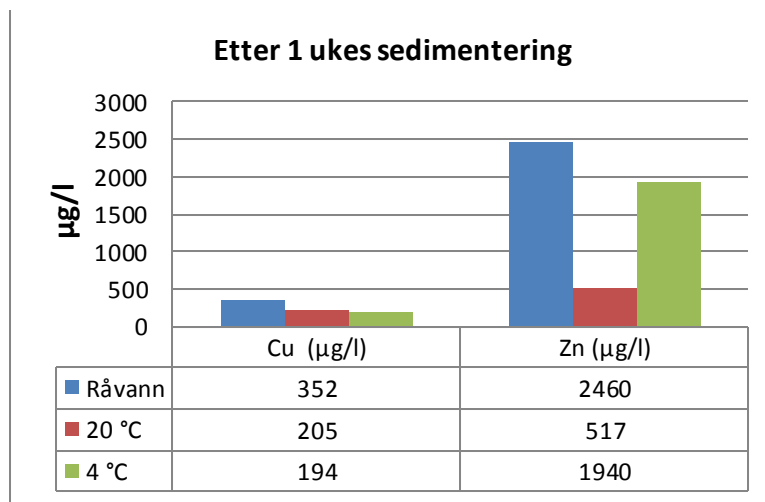
Prøver	Turbiditet (NTU)	TSS (mg/l)	VSS (mg/l)	D.O. (mg/l)	pH	KOF ufiltrert (mg/l)	KOF filtrert (mg/l)	Cu (µg/l)	Tot-N (mg/l)	Zn (µg/l)
Råvann	381	544	99	9,2	8,4	772	420	352	11,5	2460
20 °C	30	72	22	3,7	7,3	278	193	205	2,9	517
4 °C	104	81	32	4,3	7,4	431	292	194	5,0	1940



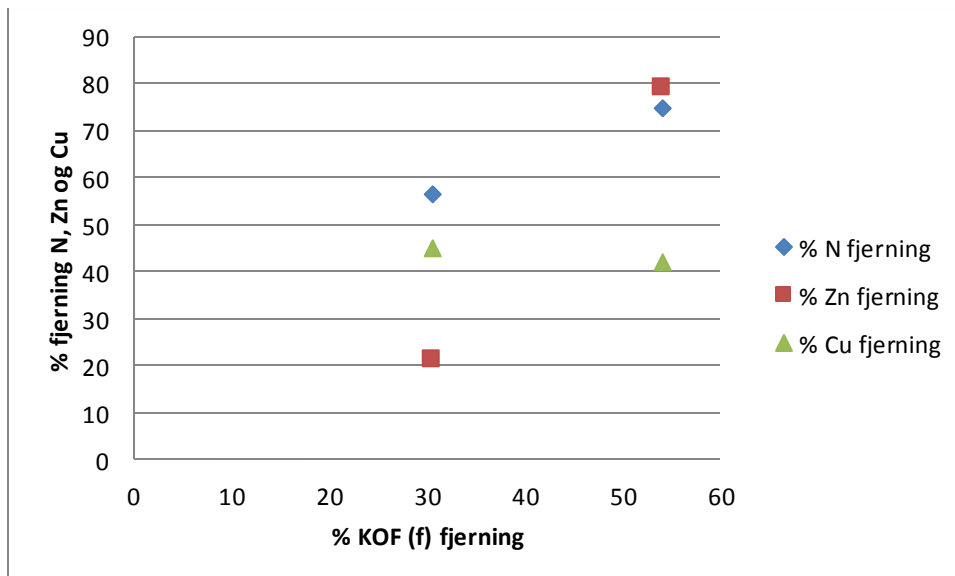
Figur 40. Endring i mengden organisk stoff (KOF ufiltrert og filtrert; VSS og % VSS av TSS) og i solids mengde (TSS, Turbiditet) og solids type (Turbiditet og % TSS av VSS).



Figur 41. Endring i oksygen-, nitrogenkonsentrasjonen og andelen organisk stoff i solids.



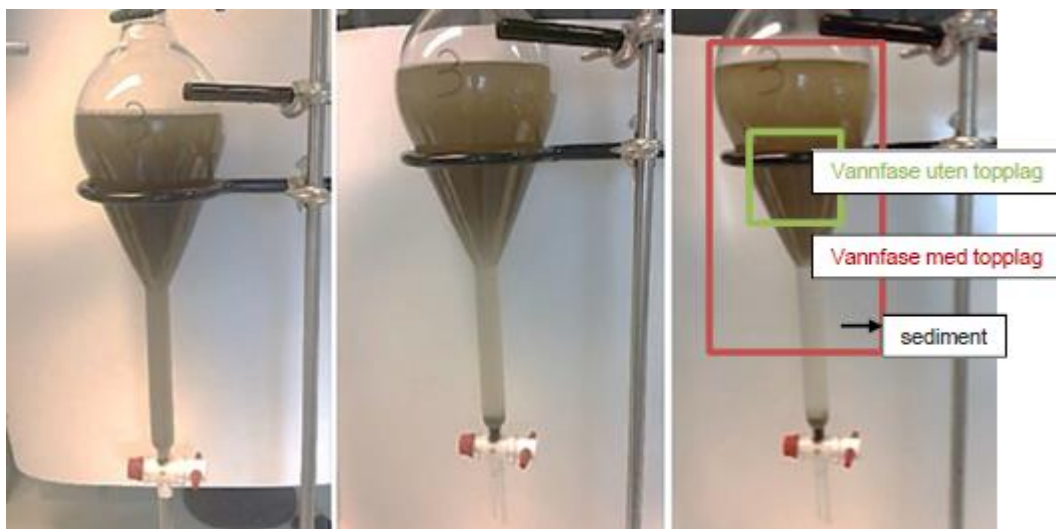
Figur 42. Endringen i konsentrasjonen av kobber og sink etter sedimentering.



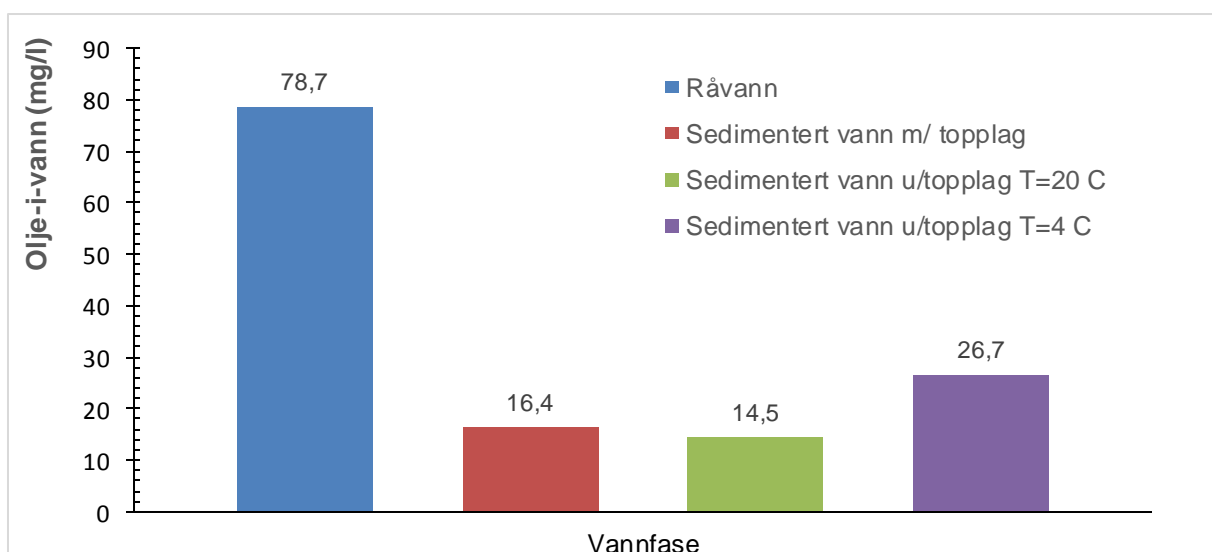
Figur 43. Sammenhengen mellom % fjerning av Tot-N, Zn, Cu og KOF (f).

5.1.5. Olje- og PAH fjerning

Olje vil hvis den forekommer i dispergert form, flyte til toppen i sedimenteringsanlegg, og det er vanlig å benytte flotasjonsanlegg for å fjerne olje fra vann. Under gjennomgang av studier utført knyttet til fjerning av olje og PAH fra overvann fra vei og fra vaskevann fra veitunneler finnes det ingen entydig informasjon om hvorvidt oljen er dispergert eller adsorbent til partikler. Et hovedpoeng ved undersøkelsen som ble utført var å forstå i hvilken form oljen forekommer. Normalt vil PAH-innholdet være assosiert med oljeinnholdet. Undersøkelsene er gjennomført ved 4 og 20 °C. Målet med undersøkelsene har vært å finne ut om det i et fremtidig renseanlegg er behov for å fjerne olje fra overflaten av sedimentasjonsbassenget. Figur 44 viser fersk prøve, prøve etter 2 dagers og etter 1 ukes sedimentering. Det ble satt tre parallelle prøver. Prøve ble tatt av vannfasen uten topplag og av vannfasen eksklusiv sediment. Den siste prøven ble ekstrahert direkte i skilletrakten for å sikre at alt som lå på veggene skulle bli med i analysen. Figur 45 viser resultatene fra olje-i-vann analysene utført av Aquateam COWI.



Figur 44. Effekt av sedimenteringsprosessen på fjerning av olje- og PAH. Prøve etter 0, 48 (2 dager) og 168 timers (1 uke) sedimentering. Bildet til høyre viser hvordan prøver ble tatt ut.



Figur 45. Resultater av olje i vann for råvann og prøve av sedimentert vann ved 4 og 20 °C etter 168 timer (en uke).

Resultatene viser at mer olje blir igjen i vannfasen ved lavere temperatur (Figur 45). Eurofins resultater av OiV ved mål av THC mellom C5-C35 viste kun 3,2 mg/l i råvann og 1,3 mg/l i sedimentert vann. Aquateam COWI analysert OiV ved THC som inkluderer store hydrokarbonforbindelser (>> C35) også olje bundet til partikler, og resultat var 79 mg/l råvann, 16 mg/l sedimentert vann ved 20 °C og 27 mg/l etter sedimentering ved 4 °C. Resultatene er sammenstilt i Tabell 17.

Tabell 17. Olje- og PAH fjerning ved sedimentering av vaskevannet.

Prøver	OiV-Aquateam COWI	OiV-Eurofins	PAH-16
	mg/l	mg/l	µg/l
Råvann	76	3,2	5,0
Sedimentert ved 20°C	16	1,3	0,58
Sedimentert ved 4 °C	27		

5.1.6. Kjemisk felling

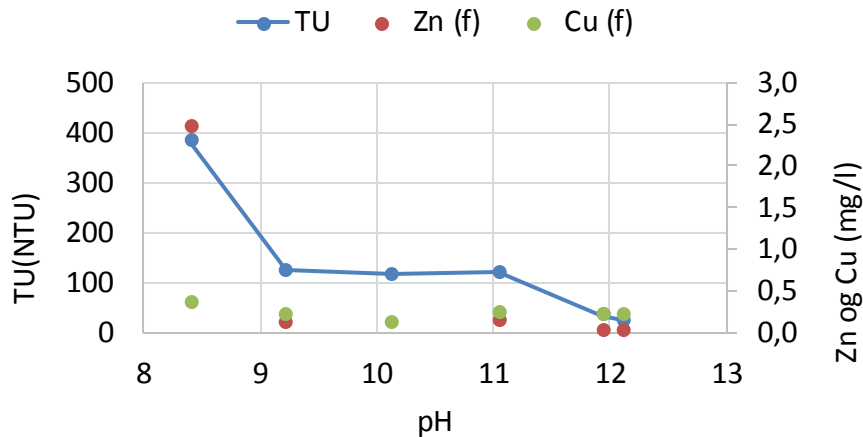
Påvirkning av pH justering på forurensningen

For å undersøke hvordan høy pH alene kunne påvirke løseligheten av metallene (Cu og Zn), ble det foretatt pH justering av tunnelvaskevannet. 100 ml råvann ble tilsatt et begerglass og pH ble justert med tilsetning av NaOH. Prøvene ble blandet godt før de ble satt til sedimentering. Fem beger med ulike pH verdier ble lagret i romtemperatur i 24 timer. For å bestemme mengde løst metall, ble prøvene filtrert med 0,45 µm filter (f). Turbiditet, løst Zn (Zn (f)), løst Cu (Cu (f)), KOF og TOC løst (f) og totalt (tot) ble analysert etter 24 timers sedimentering. Tabell 18 viser resultatene og Figur 46 har sammenstilt effekten på vannets turbiditet og innhold av løst kobber og sink.

Tabell 18. Endringer ved pH-justering av vannet.

Analyseparametere	Råvann	Prøver etter pH-justering til pH 12 og 24 timers sedimentering				
pH verdi	8,4	9,2	10,1	11,0	11,9	12,1
Turbiditet (NTU)	381	125	117	120	35	24
Zn (f) (mg/l)	2,46	0,11	-	0,15	0,02	0,01
Cu (f) (mg/l)	0,35	0,21	0,12	0,23	0,22	0,22
KOF (tot) (mg/l)	772	353	404	423	386	-
KOF (f) (mg/l)	420	305	310	336	389	-
TOC (tot) (mg/l)	155	97	105	119	99	-
TOC (f) (mg/l)	109	84	91	96	96	-

Ved pH-justering til 9,2 er det oppnådd 30, 40 og 95 % fjerning av hhv. TOC, Cu og Zn. Løst Zn reduseres ytterligere ved ytterligere økning av pH. Den laveste konsentrasjonen av løst Zn sees ved pH 12 med 99 % fjerning og løst sinkkonsentrasjon på 10 µg/l. Løst Cu reduseres også med økende pH opptil ca. pH 10 for så å øke ved ytterligere pH økning. Den laveste løste Cu konsentrasjonen finner vi ved pH 10 der vi har oppnådd 66 % fjerning og mengde løst kobber er 120 µg/l. Det betyr at utfelling av Cu øker opp til pH 10 og deretter løses Cu opp igjen når pH økes ytterligere. Løseligheten av kobber ser ut til å følge US EPAs løselighetsdiagram for hydroksider (Figur 8), mens Zn ser ut til å felles ut ved høyere pH enn vist i denne figuren. Det kan tyde på at det også er andre type utfellinger som foregår.



Figur 46. Effekten av pH justering etterfulgt av 24 timers sedimentering av råvannet på turbiditet (TU) og løst Cu og Zn.

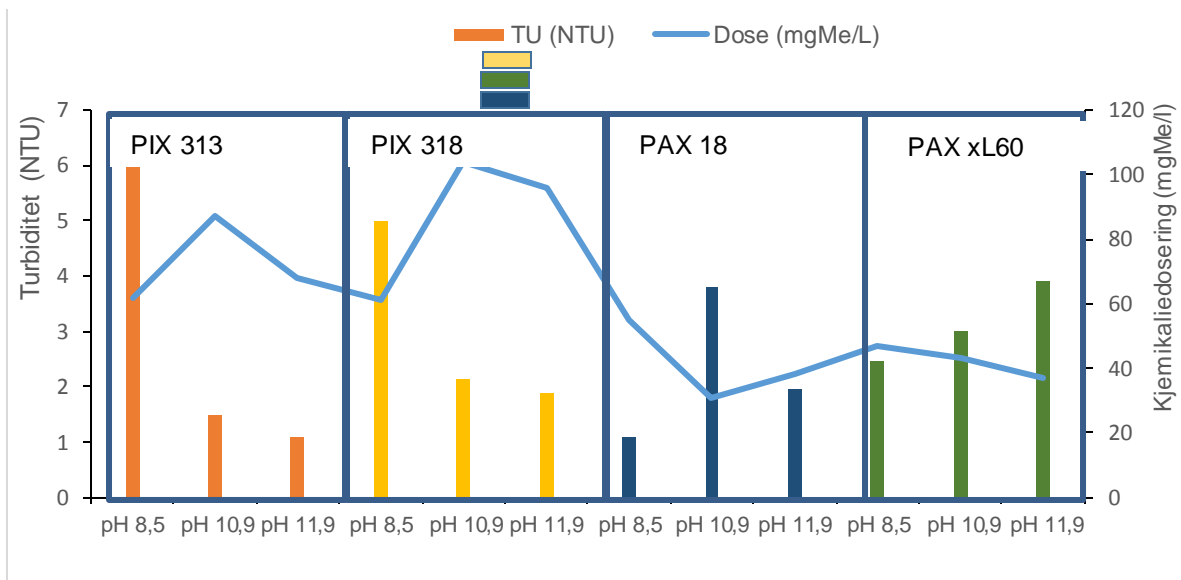
Kjemisk felling av råvann

Kjemisk felling med fersk råvann (ubehandlet) ble kjørt i to trinn:

- 1) Screening tester som fokuserte på å velge beste egnet fellingskjemikalie.
- 2) Jar tester for å optimalisere kjemikaliedoseringen og undersøke renseseffektiviteten ved den pH som ble dannet og ved høy pH.

Screening

Fire ulike fellingskjemikalier ble testet i disse forsøkene, hvorav to er basert på aluminium (Al) (PAX 18 og PAX xL60) og to på jern (Fe) (PIX 318 og PIX 313). Screeningtestene ble gjennomført med tre utvalgte pH-er og ulike doser. Basert på erfaringen om at høy pH bidrar til å bedre fjerningen av metallene (Zn og Cu), ble det i disse forsøkene fokusert på felling under høy pH, selv om optimal pH for de ulike fellingskjemikaliene er ved lavere pH.

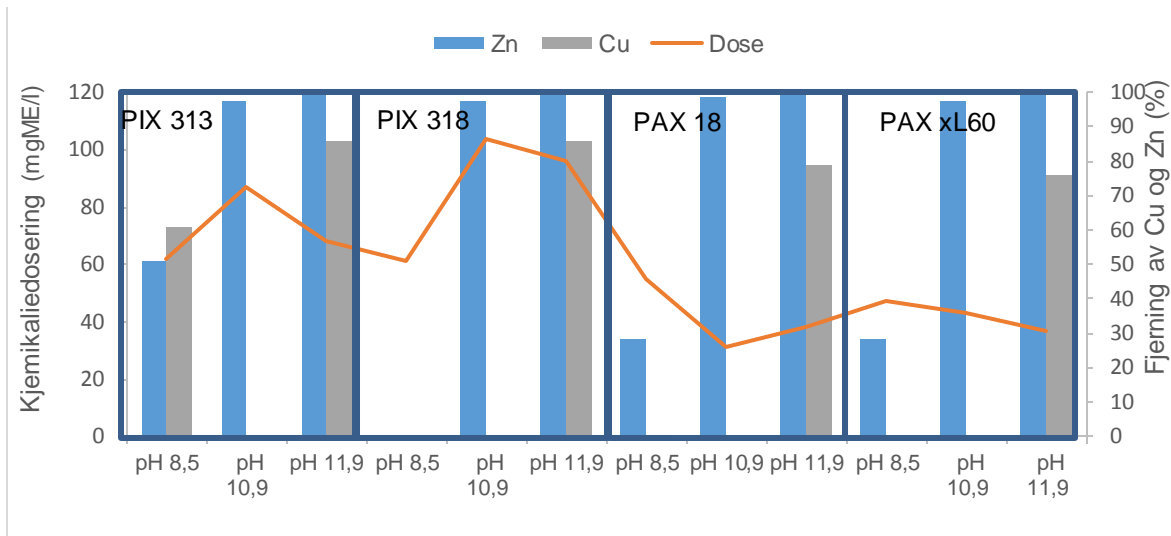


Figur 47. Turbiditetsmålinger (TU) for hver koagulant dose ved ulike fellingspH.

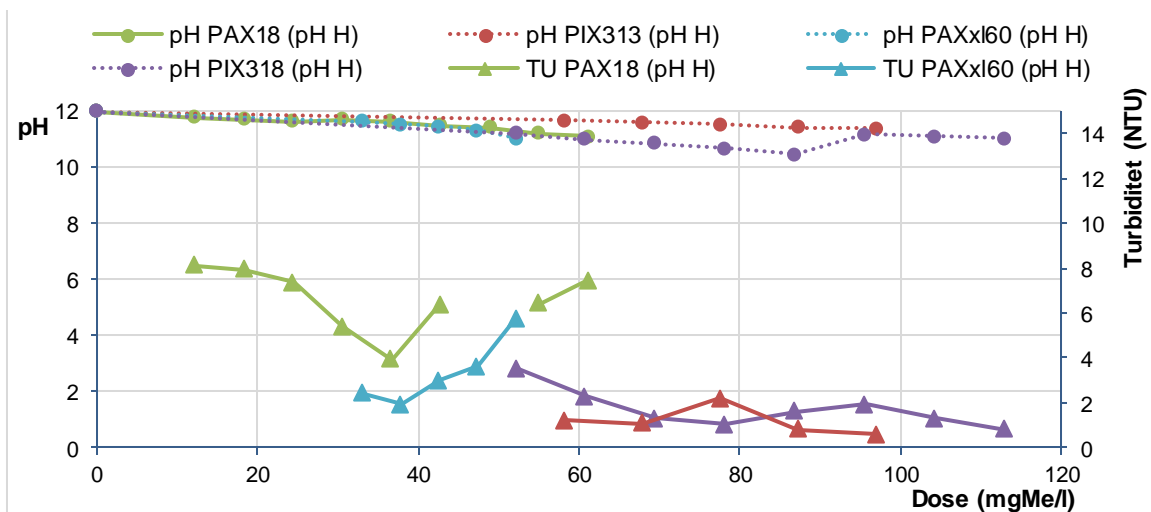
Resultatene er vist i Figur 47 og Figur 48 for henholdsvis turbiditet og metaller. I denne innledende fasen ble Zn benyttet som en indikator for fjerningen av metallene. Figur 47 viser at laveste turbiditet ble oppnådd ved høy pH for PIX og de jernbaserte kjemikaliene, mens for PAX

ble de laveste turbiditetene oppnådd ved den laveste pH verdien. Både PIX (Fe basert) og PAX (Al basert) viser god Zn rensing med >99 %, mens fjerningen av Cu var bedre med PIX enn med PAX (85 % med PIX og 78 % med PAX). Når kjemikaliedoseringen sammenlignes for PIX313 og PIX318, er metallforbruket med PIX318 (96mg/l) mye høyere enn for PIX313 (68mg/l), se Figur 47 og Figur 48.

Figur 49 sammenstiller resultatene fra screeningtestene med høy pH med de fire kjemikaliene.



Figur 48. Prosent fjerning av Zn og Cu for hver koagulant dose på ulike pH.



Figur 49. pH og turbiditet (TU) med kjemisk felling ved justering av pH til 12 (pH H: høy pH). Det viser relativt lav turbiditet med PIX. Renseresultatene for både løst Zn og Cu var god.

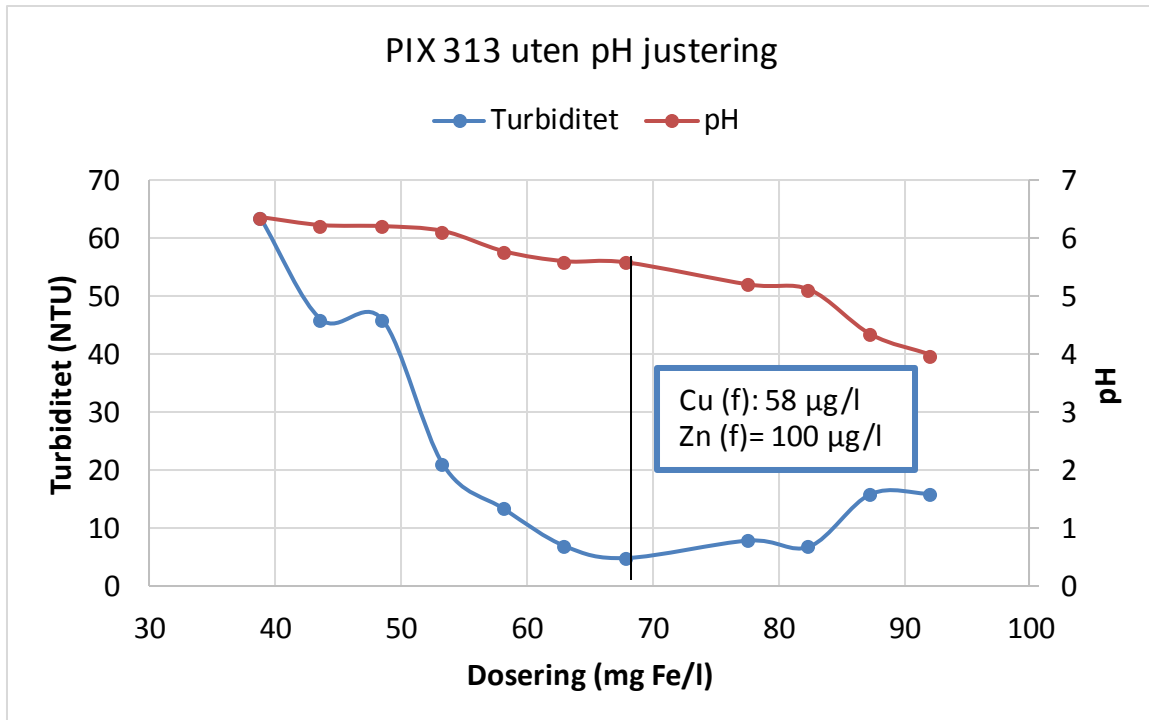
Fra screeningtestresultatene ble PIX313 valgt til fortsatte forsøk med optimalisering av kjemisk felling i Jar test.

Jar test forsøk

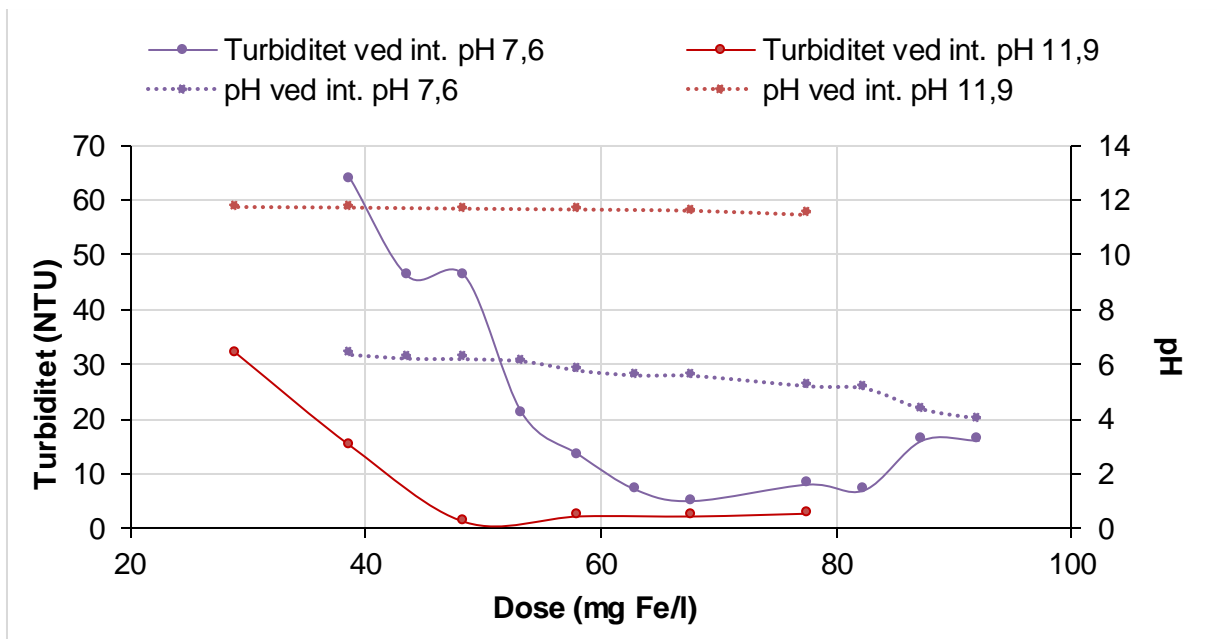
Jar test ble gjennomført med PIX313 ved to initielle pH verdier. Den første forsøksserien ble gjennomført uten pH-justering, og den andre med pH justering av råvannet til 11,9 før kjemisk felling med PIX313. Resultatene er vist i Figur 50 og Figur 51.

De beste resultatene som ble oppnådd i Jar testene er summert i Tabell 19. Under gjennomføringen av testene, ble metallinnholdet analysert av Aquateam COWI. Filtrerte prøver analysert for Zn og Cu ble benyttet som indikator for å velge doser for videre forsøk. Etter at

forsøkene var gjennomført ble det tatt ut prøver som ble sendt til Eurofins som analyserte for tungmetallinnholdet i prøvene (total metallkonsentrasjon). Når filtrert og total Cu og Zn sammenlignes, viser enkelte prøver stor variasjon. Spesielt gjelder det prøver der det er svært små partikler tilstede, f.eks. prøver fra de anaerobe testene. Totalt metallinnhold er analysert av Eurofins (med atom absorpsjon), mens løst metallinnhold (filtrerte prøver) er analysert med spektrofotometrisk metode. Total Cu er lavere enn filtrert Cu i to prøver og forskjellen mellom filtrert og total Zn var veldig stor, spesielt i en prøve, se Tabell 19.



Figur 50. Turbiditet (blå kurve) som funksjon av PIX-dose målt som mg Fe/l. Rød kurve viser pH-verdien i hver prøve. Turbiditet og pH på råvannet var henholdsvis 381 NTU og 8,4. Råvannets pH hadde under fellingstestene endret seg til pH = 7,6.



Figur 51. Sammenligning av resultatet (turbiditet) ved ulike doser og to ulike start-pH.

Tabell 19. Resultater av Jar test med PIX313 på råvann (blå er Eurofins resultater).

	Start pH 7,6		Start pH 11,9	
	Kjemikalie dose (mg/l)- PIX313	539	616	385
Metall dose (mg Fe/l)	68	78	49	58
pH	5,6	5,2	11,7	11,6
Turbiditet (NTU)	5	7	1,1	2,2
Kobber filtrert (Cu f) (µg/l)	58	77	38	34
Kobber total (Cu) (µg/l)	26	52	20	17
Sink filtrert (Zn f) (µg/l)	0,1	0,14	0,02	0,01
Sink total (Zn) (µg/l)	150	1900	19	220
KOF filtrert (mg/l)	184		270	252
KOF (mg/l)	190		273	272
TOC filtrert (mg/l)			78	77
TOC (mg/l)			83	78
Arsen (As) (µg/l)	1,4	0,50	0,91	0,35
Bly (Pb) (µg/l)	1,1	0,50	< 0,20	0,48
Kadmium (Cd)(µg/l)	0,010	0,32	< 0,010	0,011
Krom (Cr) (µg/l)	3,3	0,95	0,79	1,4
Kvikksølv (Hg) (µg/l)	0,116	0,042	0,053	0,008
Nikkel (Ni) (µg/l)	14	28	9,5	30

Tabellen viser at kjemisk felling med pH-justert vann (høy pH) er mer effektiv mht. fjerning av Cu og Zn enn prøvene uten pH-justering. Men det viser også at kjemisk felling av råvann alene ikke kan oppnå tilstrekkelig rensing til å kunne slippe prøvene direkte ut i resipienten. Utløpsvannet ble derfor testet videre i et poleringstrinn.

Kjemisk felling av sedimentert vann (en uke)

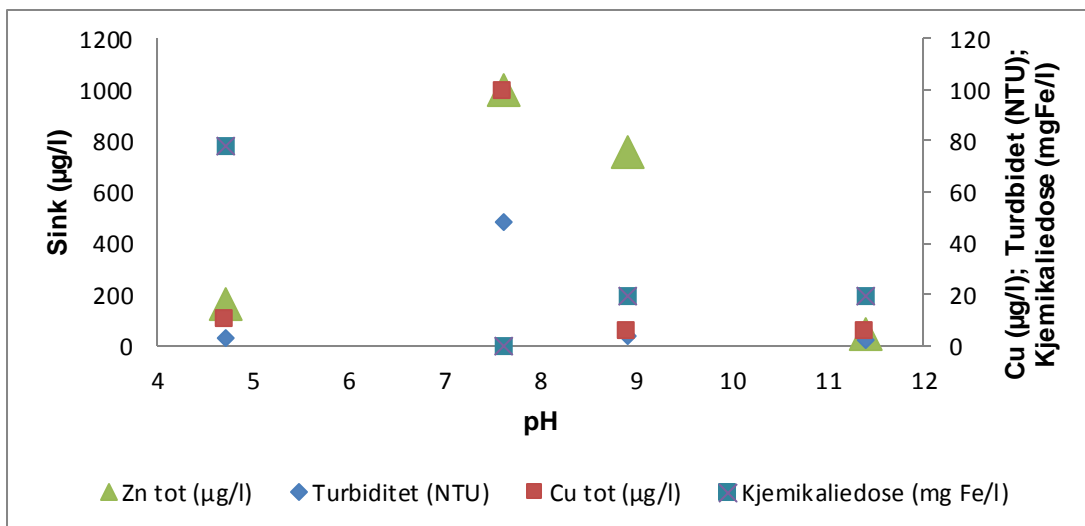
Prøver fra sedimentert vann ble tatt ut etter en uke for videre forsøk med kjemisk felling. Screeningstestene ga samme resultat som testene med råvannet. PIX313 ga beste resultat mht. fjerning av Cu og Zn og ble derfor benyttet i Jar testene. Jar testene ble gjennomført med PIX313 for et utvalg av kjemikaliedoser og tre ulike fellings pH-er.

Tabell 20 viser resultater fra de tre beste testene ved tre fellings pH-er. Tabellen viser at fjerning av både Cu og Zn er signifikant bedre den høyeste fellings-pH 11,4 (start pH 12,9). Renset vann ved felling ved pH 11,4 har nådd ønskelige renskrav mht. tungmetalfjerning (Cu < 10 µg/l og Zn < 50 µg/l). Fjerning av Cu ved fellings-pH 8,9 (start-pH 10,4) er også relativt bra, men Zn konsentrasjonen er alt for høy.

Figur 52 sammenstiller resultater oppnådd som funksjon av fellings-pH. Sedimentert vann uten bruk av fellingskjemikalier har pH 7,6. Bruk av en høy dosering av PIX (78 mg Fe/l) uten pH justering gir et vann med pH 4,7 og Cu < 10 µg/l og Zn = 160 µg/l. For å oppnå tilfredsstillende Zn konsentrasjoner i utløpet må pH justeres slik at fellings-pH er > 11 (her 11,4). Da kan vi klare oss med en PIX dose på 19 mg Fe/l, eller 154 mg/l. Da oppnår vi Cu 5 µg/l og Zn 43 µg/l. Ved en lavere fellings-pH (8,9) og samme PIX dose var Zn konsentrasjonen 760 µg/l. Effektiv Zn utfellingen er avhengig av høy pH.

Tabell 20. Konsentrasjonen av tungmetaller inklusive Cu og Zn ved ulike fellingspH-er (blå er Eurofins resultater).

Forsøksbetingelse og resultat	Innløp	PIX313		
		Start pH 7,6	Start pH 10,4	Start pH 12,9
Kjemikalie dose (mg/l)	0	616	154	154
Metall dose (mg/l)	0	78	19	19
pH	7,6	4,7	8,9	11,4
Turbiditet (NTU)	48	3,1	3,4	2,2
Kobber (Cu) (µg/l)	99	9,9	5,3	5,0
Sink (Zn) (µg/l)	1000	160	760	43
Arsen (As)(µg/l)	1,6	0,47	0,38	0,58
Bly (Pb)(µg/l)	4,5	0,43	0,25	< 0,20
Kadmium (Cd)(µg/l)	0,12	0,022	<0,010	< 0,010
Krom (Cr)(µg/l)	8,2	1,7	13	1,1
Kvikksølv (Hg)(µg/l)	0,01	0,007	< 0,005	< 0,005
Nikkel (Ni)(µg/l)	15	15	28	18



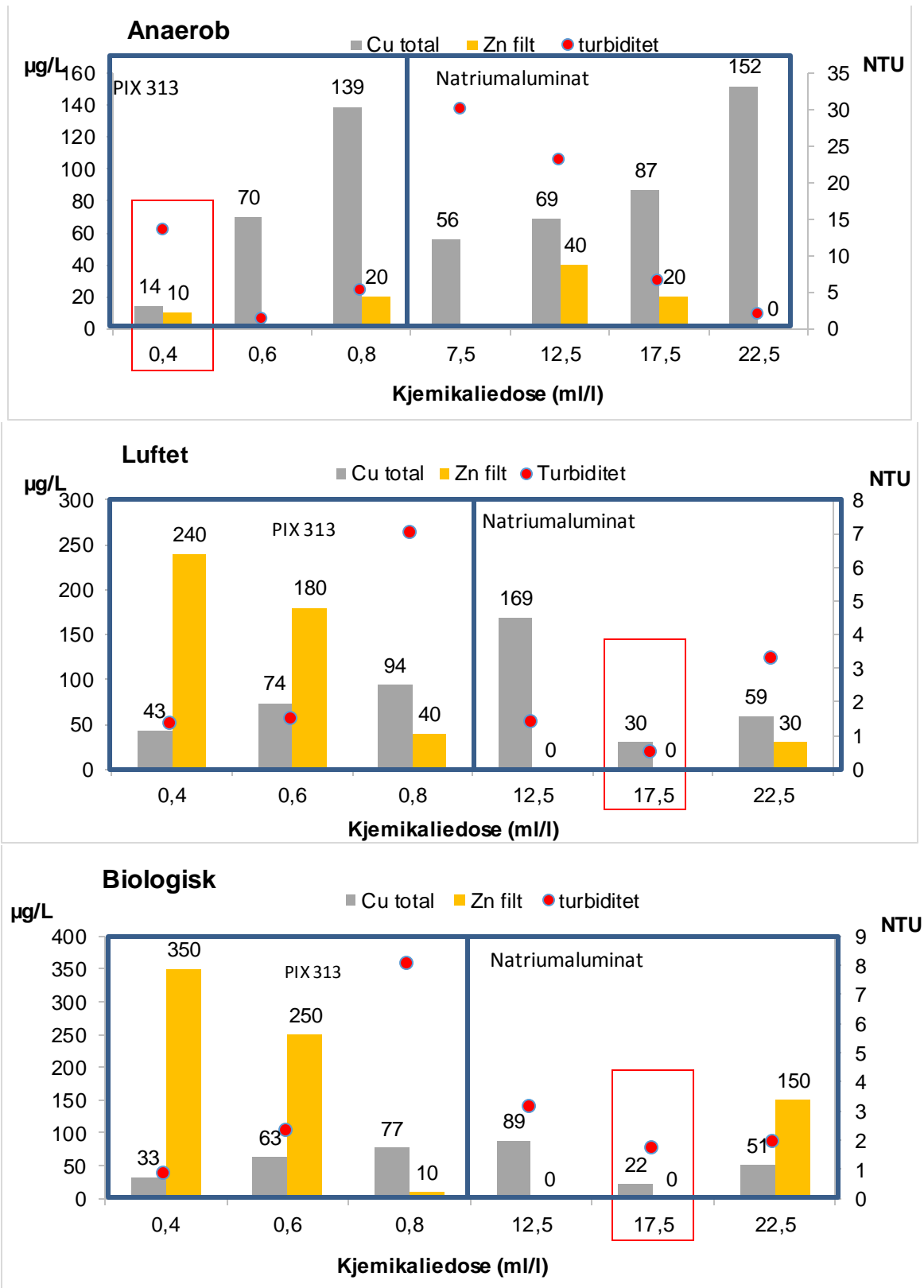
Figur 52. PIX313 benyttet til kjemisk felling av 1 ukes sedimentert vann. Alle resultater er gitt som en funksjon av pH. Ved pH 7,6 er det ikke benyttet tilsats av PIX (råvann), ved pH 4,3 er pH ikke justert, mens ved pH 8,9 og 11,4 er pH justert før oppstart av testen.

Kjemisk felling av prøver etter langtidslagring i sedimentasjonsdammer

Kjemisk felling for fjerning av tungmetaller og organisk stoff har vært gjennomført på vann som har stått i sedimenteringsbasseng (20 °C) i fire uker under følgende betingelser:

- Anaerobt lagret vann
- Luftet under lagring
- Luftet tilsatt bakterier fra oppsamlingsbassenget utenfor Nordbytunnelen (Biologisk).

Kjemiske fellingstester med ulike doser PIX313 og tre start-pHer ble gjennomført. I tillegg ble fellingstester med Na aluminat gjennomført. Na aluminat øker pH ved doseringen og optimal fellings-pH er høy pH, se Figur 53. Sammenlignet med tester utført på råvann og sedimentert vann, ble det ikke oppnådde noen forbedring i renseresultatet med PIX ved pH-justering. Derfor ble det bestemt at resterende tester med PIX skulle gjennomføres uten pH justering.



Figur 53. Cu-, Zn- og turbiditetsendringer i kjemiske fellingstester med ulike vann typer med PIX 313 (uten pH justering) og natriumaluminat ($\text{NaAl}(\text{OH})_4$).

Jar test med utvalgt dosering av PIX313 (0,4 ml/l = 616 mg/l PIX313 eller 78 mg Fe/l) ble gjennomført på de tre ulike vannkvalitetene. Tabell 21 oppsummerer resultatet. Jar testene viste en god dannelse av fnokker og resulterte i lav turbiditet etter 30 minutter sedimentering.

Tabell 21. Resultater fra kjemisk felling med PIX 313 på fire ukers lagrede prøver med 1) Anaerob; 2) Luftet og 3) Tilførsel av bakterier før lufting (Biologisk). Blå verdier er Eurofins analyser.

Testbetingelser og analyseparameter	Anaerob, 30d			Luftet, 30d			Biologisk (Luftet+bakterier), 30d		
	Før felling	Etter felling	Renseeffekt	Før felling	Etter felling	Renseeffekt	Før felling	Etter felling	Renseeffekt
PIX313 dose(mg/l)		616			616			616	
Metall dose (mg Fe/l)		78			78			78	
Turbiditet (NTU)		5,5			3,9			3,8	
KOF (mg/l)		98			39			37	
Løst sink (Zn)	50	10	80 %	580	na		360	350	3 %
Kobber (Cu)	747	14	98 %	195	na		66	33	50 %
Sink (Zn)	1000	19	98 %	670	400	40 %	490	400	18 %
Kobber (Cu)	69	35	49 %	66	49	26 %	60	33	45 %
Arsen (As)	1,6	0,78	51 %	1,5	0,46	69 %	1,5	0,39	74 %
Bly (Pb)	2,8	< 0,20	>93 %	0,87	0,23	74 %	< 0,20	< 0,20	
Kadmium (Cd)	0,19	<0,010	>95 %	0,079	0,066	16 %	0,034	0,023	32 %
Krom (Cr)	5,0	0,84	83 %	1,6	0,68	58 %	0,62	< 0,50	>19 %
Kvikksølv (Hg)	0,007	< 0,005	>29 %	< 0,005	< 0,005		< 0,005	< 0,005	
Nikkel (Ni)	10	24	-	6,6	25	-	9,7	26	-

Når renseresultatet med de tre vannkvalitetene sammenlignes ser vi:

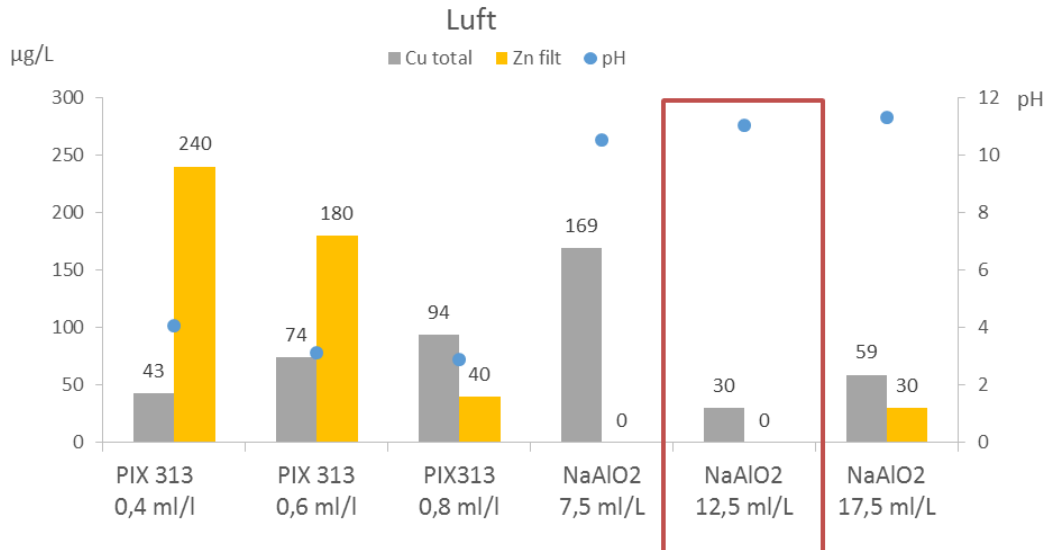
- **Zn-konsentrasjonen** er lavest i biologisk prøve og høyest i anaerob lagret prøve. Ved kjemisk felling er imidlertid effektiviteten mht. Zn fjerning best i den anaerob lagrede prøven (98 %) og dårligst i den biologiske prøven (18 %). Dette tyder på at Zn i den anaerobe prøven er i partikulær form, og vi antar som ZnS, som er svært små partikler, men som lar seg effektivt fjernes med kjemisk felling). Kun prøven som har vært lagret anaerob oppnår Zn konsentrasjon < 50 µg/l. Aquateams analyser av løst Zn viser at bare ca 50 µm er i løst form i denne prøven.
- **Cu-konsentrasjonen** (målt av Eurofins) er nesten den samme i alle tre prøvene (fra 69 µg/l anaerobt til 60 µg/l i biologisk). Kjemisk felling reduserer Cu konsentrasjonen til ca. 30 µg/l på det beste, med en renseeffektivitet på 45-50 % på det beste. Aquateams analyser viser høyere konsentrasjoner av i anaerob og luftet prøve enn Eurofins. Renseeffektiviteten i anaerob prøve er 98 %, men dessverre foreligger det ikke analyser på luftet prøve etter felling med Aquateams analyser. På biologisk prøve oppnås ingen fjerning av Cu, hvilket tyder på at Cu er løst.
- Resultatet viser at selv om anaerob lagret prøve har høyest konsentrasjon av restmetaller (Zn, Cu, Pb, Cd, Cr, Hg og Ni) oppnås beste rensing med kjemisk felling av dette vannet. KOF innholdet er også høyere i denne prøven enn i de andre. Dette kan skyldes tilstedeværelse av sulfid (som bruker oksygen; KOF).

Tabell 21 og Figur 53 viser oppnådde resultater. Eurofins sine tungmetallverdier er benyttet i figuren. For anaerob sedimentert vann ble beste resultat oppnådd med bruk av PIX uten pH justering. Ved en forholdsvis høy dosering av PIX (78 mg Fe/l) får vi en meget effektiv flokkulering og innkapsling av små partikler. I dette tilfellet er mange av metallene felt ut som sulfider og foreligger i svært små partikler, se totalt sinkinnhold som var 1000 µg/l målt av Eurofins (Tabell 20)

Gjennom fellingen oppnådde vi 14 µg/l Cu og <10 µg/l Zn (filtrert) målt med Hach Lange og 35 µg/l Cu og total mengde Zn på 19 µg/l målt av Eurofins. Eurofins sine tall for Cu er jevnt over noe høyere enn de som er målt med Hach Lange analysen. Metallanalysene i Figur 53 er analysert av Aquateam med Hach Langes metode, og er derfor litt for optimistiske med hensyn på Cu. For luftet og biologisk rensert vann viser felling med Natriumaluminat beste resultat. I

følge Figur 53 oppnås hhv. 22/0 og 30/0 µg/l tot Cu/løst Zn basert på Aquateams analyser. Eurofins sine data finnes ikke for disse Natriumaluminat-prøvene, men for PIX data finner vi følgende sammenligning for luftet vann fra Aquateam 74/180 µg/l Cu/løst Zn mot 49/400 µg/l Cu/total Zn. Hach Lange metoden som Aquateam benyttet kunne ikke analysere totalinnhold Zn. Med Natriumaluminat oppnås bedre resultat mht. Zn fordi fellingen foregår ved høy pH. Dessverre for Cu blir denne pH verdien litt for høy slik at Cu ikke felles ut som hydroksider slik det gjør ved en noe lavere pH.

Figur 54 illustrerer forskjellene i pH med de to ulike fellingskjemikaliene.

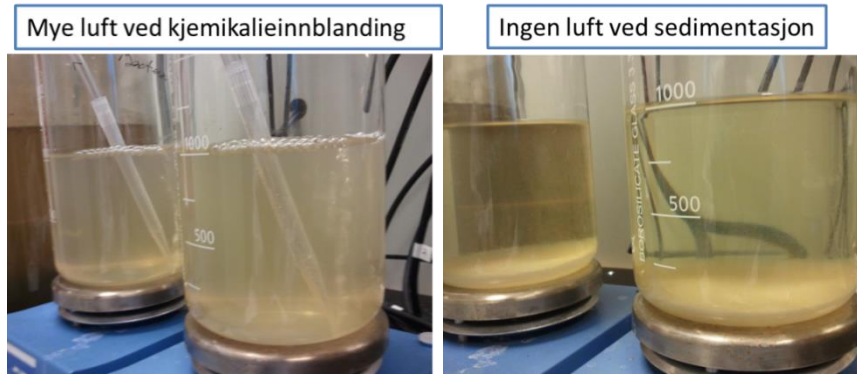


Figur 54. Resultatet av kjemisk felling med PIX og med natriumaluminat av 4 ukers lagret vann under lufting i sedimenteringsbassenget. Felling uten pH justering slik at PIX prøvene får pH rundt 4 og natriumaluminatprøvene får pH litt under 12.

Kjemikalieinnblanding direkte til luftet og biologisk sedimenteringsbasseng

For å simulere muligheten for å blande kjemikalier direkte inn i et eventuelt luftet sedimenteringsbasseng, ble forsøk gjennomført i Jar tester med utvalgte doser av $\text{NaAl}(\text{OH})_4$ (15 ml/l). Kjemikaliet ble blandet inn med tilførsel av luft direkte inn i «sedimenteringsbassenget». For å sikre en god innblanding ble det innledningsvis benyttet økt luft innstrømning (1 min.), deretter ble luftmengden redusert for å gi en langsom luftinnstrømning i 10 min., og så ble luften stoppet og prøven satt til sedimentering i 30 min, se Figur 55 før prøver ble tatt ut.

Tabell 22 viser resultatene av testen med Natriumaluminat. Forskjellen mellom å blande kjemikalie inn med luft sammenlignet med Jar test der du har bedre kontroll med innblandingen, var ikke stor. Ikke i noen av disse forsøkene var kjemikalietilførsel (kjemisk felling) tilstrekkelig til å oppnå utløpsgrensen for $\text{Cu} \leq 10 \mu\text{g/l}$.



Figur 55. Bilder fra direkte innblanding av natriumaluminat med luft til luftet og biologisk sedimenteringsbasseng. På venstre bildet tilsettes høy luftmengde i 1 min under innblandingen av kjemikalie. Høyre bildet viser prøvene under sedimentasjon.

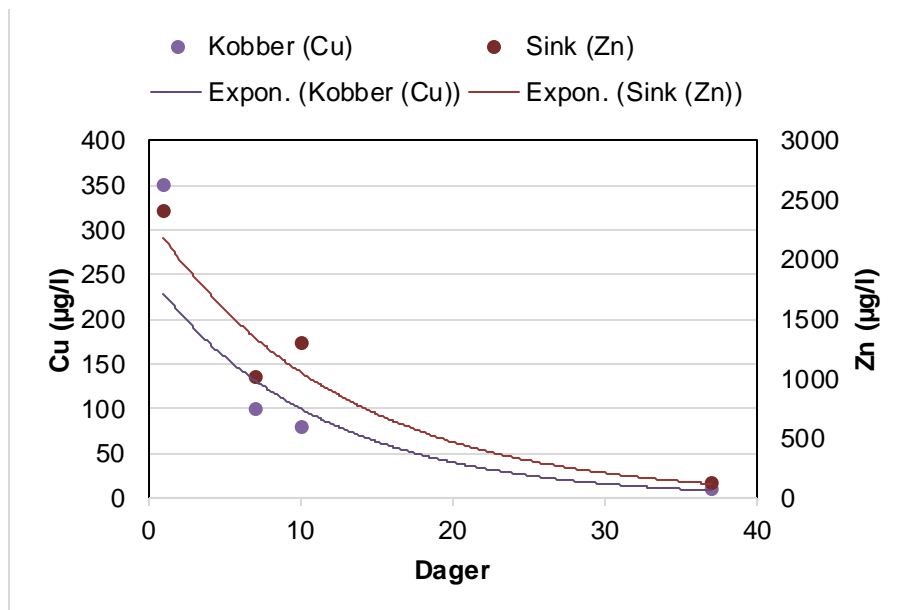
Tabell 22. Resultater fra kjemisk felling med natriumaluminat innblandet med luft direkte i luftet basseng og biologisk basseng sammenlignet med Jartest (felling).

Testbetingelse og analyseparametere	Luftet			Biologisk (Luft +Bakterier)		
	Før felling	Etter NaAl(OH) ₄ felling	Etter NaAl(OH) ₄ (luft test)	Før felling	Etter NaAl(OH) ₄ felling	Etter NaAl(OH) ₄ (luft test)
NaAl(OH) ₄ dose (ml/l)	0	15	15	0	15	15
pH	7,3	10,6	10,8	7,6	10,8	10,8
Turbiditet (NTU)	38	3,1	5,6	23	4,0	7,7
KOF (mg/l)	87	77	82	83	75	79
Sink filt. (Zn) (µg/l)	240	80	30	310	60	80
Kobber (Cu) (µg/l)	69	111	42	133	69	121

Kjemiskfelling av sedimentert vann i åpen beholder ved 20 °C

En åpen beholder ble lagret i laboratoriet under forsøkskjøringen. Etter ca. 4 ukers lagring var denne prøven fortsatt aerob, dvs. prøven var ikke blitt svart slik den anaerobe prøven var blitt. Det ble besluttet å gjennomføre en enkel test på denne for å sjekke hvordan denne prøven oppførte seg mht. innholdet av tungmetaller og hvilken innvirkning kjemisk felling ville ha på denne sammenlignet med den anaerobe, den luftede og den biologiske prøven. Figur 56 viser utviklingen av løst Zn- og total Cu konsentrasjon i vannet i et åpent basseng over en periode på 37 dager.

Prøvene ble tatt fra en åpen dunk som sto lagret i laboratoriet under 20°C. Figuren viser en reduksjon av tungmetaller over tid. Etter 37 dager var kobber-konsentrasjonen 9,5 µg/l og sinkkonsentrasjonen 120 µg/l (filtret prøve).



Figur 56. Cu og Zn fjerning i en åpen beholder over tid. Cu og Zn (totalt) analysert med Hach Lange

Vannkvaliteten i den åpne dunken etter en måneds sedimentering var blitt mye klarere. Det ble observert noe sedimentert og noe flytende slam i dunken, men vannet i midten var klart og hadde lavere turbiditet. Derfor ble det gjennomført Jar tester med vannet etter 37 dager. En screening test ble kjørt for å bestemme optimal dose av natriumaluminat og deretter ble testen gjennomført for å sammenligne med oppnådde resultat med PIX313. Tabell 23 viser vannkvalitet og resultater fra den sammenlignende testen.

Tabell 23. Vannkvalitet og Jar testresultater fra sedimentert vann i åpen beholder etter en måned (blå er Eurofins resultater).

Testbetingelser og analyseparametere	Vann etter 37 dager	PIX 313 pH justert	NaAl(OH) ₄ Uten pH justering
Fellingskjemikalie dose (mg/l)		154	15 ml/l
pH	7,9	11,3	10,83
Turbiditet (NTU)	5	2,8	
Kobber (Cu) (µg/l)	9,5	5,1	< 2,0
Sink (Zn) (µg/l)	120	48	< 8,0
Arsen (As)(µg/l)	1,3	0,98	1,1
Bly (Pb)(µg/l)	0,28	0,23	< 0,80
Kadmium (Cd)(µg/l)	0,02	< 0,01	< 0,04
Krom (Cr)(µg/l)	1,4	1,0	16
Kvikksølv (Hg)(µg/l)	0,005	0,1	0,01
Nikkel (Ni)(µg/l)	8,5	11	5,6

Både PIX313 og NaAl(OH)₄ fungerer bra, og siden PIX313 testen er gjennomført med høy pH viser denne omtrent samme resultat som NaAl(OH)₄. Felling med natriumaluminat gir noe bedre resultat sammenligner med PIX313, men måtte brukes relativt høy metaldose. NaAl(OH)₄ som vi har testet var ikke et ferdig utviklet fellingskjemikalium. Vi har derfor ikke optimalisert bruken av natriumaluminat for dette vannet. Fordelen med NaAl(OH)₄ er at det krever ikke justering av pH i vannet for utfelling av tungmetaller.

5.1.7. Poleringstester

Filtrert råvann, kjemisk felt råvann (høy/lav pH)

Poleringstestene er gjennomført etter følgende forbehandling av prøvene:

- Filtrering (5 µm)
- Felling ved nøytral pH (PIX pH~7)
- Felling ved høy pH (PIX pH~12)

Poleringstestene har inkludert følgende prosesser:

- Adsorpsjon:
 - GAC og jernhydroksid (Isotermforsøk)
 - Olivin Blueguard (Kolonneforsøk)
- Ionebytte
 - TP207 (Kolonneforsøk)

Tabell 24 viser et sammendrag av alle oppnådde testresultater. De beste resultatene oppnådd mht. kobber, sink og organisk stoff (KOF) er avmerket i tabellen. Kjemisk felling av råvann er utført uten pH justering (start pH 7,6) og med pH justering til pH 11,9.

Tabell 24. Polering resultater av filtrert vann og etter kjemisk felling med PIX 313 uten og med pH justering.

Renset vannkvalitet	Før polering	GAC	Fe-oxid	Olivin	TP207
Sink filtrert (µg/l)					
Filtrert	70	70	20	30	110
PIX uten pH justering (7,6)	20	20	30	30	90
PIX med pH justering (11,9)	10	10	20	10	20
Kobber (µg/l); (*prøvene er filtrert)					
Filtrert	448	70*	132*	67*	523
PIX uten pH justering (7,6)	72	53	47	0	162
PIX med pH justering (11,9)	18	21	71	42	35
KOF (mg/l); (* prøvene er filtrert)					
Filtrert	3350	167*	324*	264	324
PIX uten pH justering (7,6)	282	45	137	191	222
PIX med pH justering (11,9)	241	102	214	264	264

Resultatene varierte mye. Beste resultater mht. kobberfjerning var for prøven fra felling med PIX313 (uten pH justering) og med olivin benyttet til polering (~100 % fjerning), mens Zn ikke ble redusert med noen poleringsmetode. KOF ble redusert med 32 % med olivin og 84 % med GAC. Til tross for fjerningen av organisk stoff, hadde GAC liten effekt mht. fjerning av Cu og Zn.

Det ble konkludert med at av de fire undersøkte poleringsmetodene var Olivin mest lovende mht. kobberfjerning. Olivin og jernoksid var mest effektiv mht. sinkfjerning. I ytterligere forsøk ble det besluttet å jobbe videre med Olivin

Anaerob-, luftet- og biologisk rensset vann etterfulgt av kjemisk felling

Polering av vann fra anaerob-, luftet og biologisk (luftet med tilførsel av bakterier) sedimentering ble gjort med Olivin, og ble testet før og etter kjemisk felling med PIX313.

Poleringstestene etter kjemisk felling ble gjennomført med tilsats av Olivin til beger med vannprøvene. Forsøkene ble gjennomført som isotermforsøk fordi det ikke var nok vann tilgjengelig for å gjennomføre kolonneforsøk. Effekten av poleringen var dårlig etter PIX felling, og det ble derfor besluttet å gjenta ett sett av testene med å male opp Olivin til et finere pulver. For luftet vannprøve ble det derfor også gjennomført test med tilsats av Olivin som pulver.

Effekten mht. fjerning av sink ble betydelig forbedret, se resultatene i Tabell 25. Dette kan skyldes økningen i pH i prøven. Dette hadde ingen effekt på fjerningen av Cu.

Tabell 25. Resultater av vann fra vannkvalitetsendringer med polering med olivin, etter kjemisk felling med PIX 313 og olivinpolering med olivinpulver.

Prosess	Før polering	Polering med Olivin	PIX felling (Jar test)	Polering med Olivin etter PIX felling	Polering med Olivin pulver
Sink filtrert (µg/l)					
Anaerobt	50	40	10	0	
Luftet	580	140	240	370	30
Biologisk	360	200	350	340	
Kobber filtrert (µg/l)					
Anaerobt	747	343	35	41	
Luftet	195	149	46	79	67
Biologisk	66	51	36	48	
KOF filtret (mg/l)					
Anaerob	370	166	98	79	
Luft	90	75	39	42	63
Luft + Bakterier	108	73	37	40	

Tabell 26. Konsentrasjonsendring av tungmetaller etter polering med Olivin og etter kjemisk felling med PIX 313.

Prøvetyper		As (µg/l)	Pb (µg/l)	Cd (µg/l)	Cu (µg/l)	Cr (µg/l)	Hg (µg/l)	Ni (µg/l)	Zn (µg/l)
Start	Luft	1,5	0,87	0,079	66	1,6	< 0,005	6,6	670
	Luft+ Bak	1,5	< 0,20	0,034	60	0,62	< 0,005	9,7	490
	Anaerob	1,6	2,8	0,19	69	5,0	0,007	10	1000
Polering med Olivin	Luft	2,4	0,72	0,049	75	3,7	< 0,005	16	540
	Luft + Bak	1,9	< 0,20	0,031	65	1,2	< 0,005	15	300
	Anaerob	1,8	2,6	0,15	68	6,3	0,008	19	920
PIX313 felling (Jar test)	Luft	0,46	0,23	0,066	49	0,68	< 0,005	25	400
	Luft + Bak	0,39	< 0,20	0,023	33	< 0,50	< 0,005	26	400
	Anaerob	0,78	< 0,20	<0,010	35	0,84	< 0,005	24	19

Resultatene viser av fjerning av kobber, zink og KOF er oppnådd for anaerob prøve med olivinpolering etter kjemisk felling, mens kobberkravene til utslipp (<10 µg/l) ble ikke oppnådd for noen av prøvene. Det er også viktig å legge merke til at for noen av metallene økte konsentrasjonen etter polering med Olivin, f.eks. for Zn i luftet vann, Cu i alle typer vann og også enkelte andre tungmetaller som vi kan se i Tabell 26 (skravert blått).

Arsen (As), krom (Cr) og nikkel (Ni) viste økning på konsentrasjonen etter polering med olivin, og Ni også etter kjemisk felling. Tidligere gjennomførte litteraturstudier viser også at Olivin kan være effektiv for fjerning av Cu, men kan øke Ni nivåene. Skjellsand har bl.a. vært benyttet sammen med olivin for å rette opp i disse negative effektene.

5.1.8. Toksitet målt på ulike vannkvaliteter

Giftighet ble målt med Microtox i Fase 1. Giftigheten oppgis som EC₅₀ (mg/l). Dette er den konsentrasjonen av kjemikaliet som reduserer veksthastigheten av bakteriene med 50 %.

Vaskemidlene

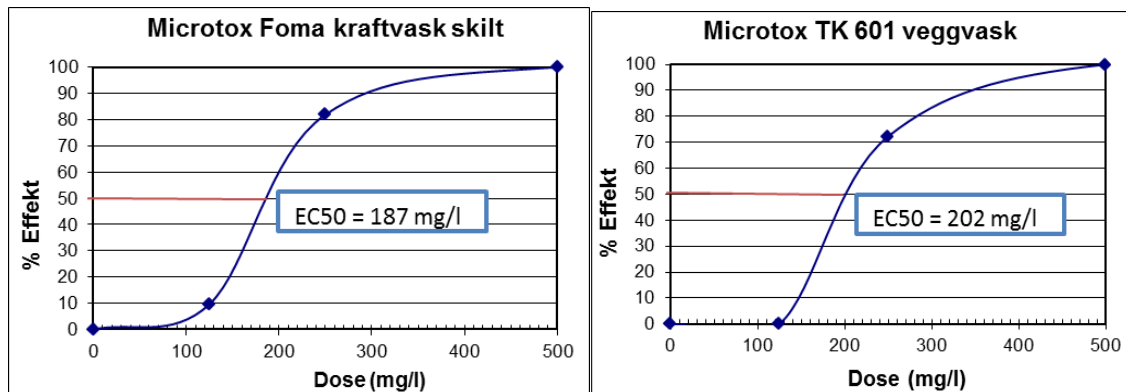
Målt giftighet av de to vaskemidlene som ble benyttet ved vaskingen av Nordbytunnelen er vist i Figur 57. Konsentrasjonen som gir 50 % reduksjon i veksthastighet var 187 mg/l av Foma Kraftvask og 202 mg/l av TK 601 veggvask. Under vaskingen ble det benyttet 4,5 L av FOMA og 400 L av TK 601. TK 601 ble benyttet i en 1:10 fortyning. Det antas at den prøven av TK 601 som Aquateam COWI mottok var fortennet, dvs. samme som brukt til vasking i Nordbytunnelen. Tabell 27 oppsummerer informasjon om de to vaskemidlene og om vaskevannet. Figur 57 viser kurvene for målt giftighet.

Tabell 27. Analyseresultater for de to vaskemidlene som er benyttet i Nordbytunnelen.

Vaskemiddel	Anvendelse	Mengde brukt	TOC	KOF	Toksisitet*
		Liter	mg/l	mg/l	EC(50) mg/l
FOMA Kraftvask	Skiltvasking	4,5	3 440	29 310	187
TK 601	Veggvasking	400	2 600	11 690	201
Vaskevannet	Råvannet	180 000	109 (155)**	420 (722)**	20 %
Fenol (referanse)					18 %***

* Giftighet målt med Microtox; ** løst (total) KOF *** Resultatet for referansen viser at testen holder godkjent kvalitet.

TOC resultatene av analyser av de to vaskemidler viser 3.440 mg/l for FOMA Kraftvask og 2.600 mg/l for TK 601 veggvask. Tilsvarende KOF var 29.310 mg/l for FOMA og 11.690 for TK 601. FOMA hadde et KOF/TOC forhold på 8,5 og TK 601 et forhold på 4,5. Det betyr at FOMA vil bruke nesten dobbelt så mye oksygen for nedbrytning av den samme mengden organisk stoff som TK 601 vil. Vaskemidlene ble tilsatt 180 m³ vann. Renvannet som ble benyttet hadde svært lav TOC og KOF sammenlignet med vaskemidlene. Vaskevannets TOC, KOF og giftighet er vist i Tabell 27. Når vi sammenligner TOC og KOF i vaskevannet med tilsvarende for vaskemidlene er det filtrert KOF og TOC vi må benytte fordi vaskevannet vil forekomme i løst form. Olje og PAH vil nok først og fremst forekomme i dispergert form eller assosiert til partikler i vannfasen. Det antas derfor at den viktigste kilden til løst TOC (DOC) og løst KOF (filtrert) i vaskevannet er de to vaskemidlene.



Figur 57. Microtox resultater; giftighet (EC₅₀) for de to vaskemidlene som er brukt: FOMA Kraftvask skilt og TK 601 veggvask.

Basert på 109 og 420 mg/l løst TOC og KOF i vaskevannet (KOF/TOC forhold på 4,2), er det totalt 19,6 kg TOC og 75,6 kg KOF i vaskevannet.

Basert på oppgitte mengder tilsatt vaskemiddel er det tilsatt:

- FOMA: 14,3 g TOC og 0,1 kg KOF
- TK 601: 10 kg TOC og 47 kg KOF. Usikkerheten er knyttet til fortyning. I denne beregningen har vi antatt at det er 400 L konsentrert prøve og at vi har analysert på 1:10 ganger fortennet prøve.

Dersom alt løst TOC skulle skyldes TK 601, skulle det vært tilsatt nesten dobbelt så mye, altså 800 L av konsentrert vaskemiddel. Oppgitt informasjon var at man normalt benytter 0,5-1 % vaskemiddel i vaskevannet. Hvis vi antar at vaskemidlet TK 601 er hovedingrediensen i vaskevannet og all løst TOC og KOF derfra skyldes vaskemidlet, vil det utgjøre 0,4 % og det må da være tilsatt ca. dobbelt så mye som ble oppgitt.

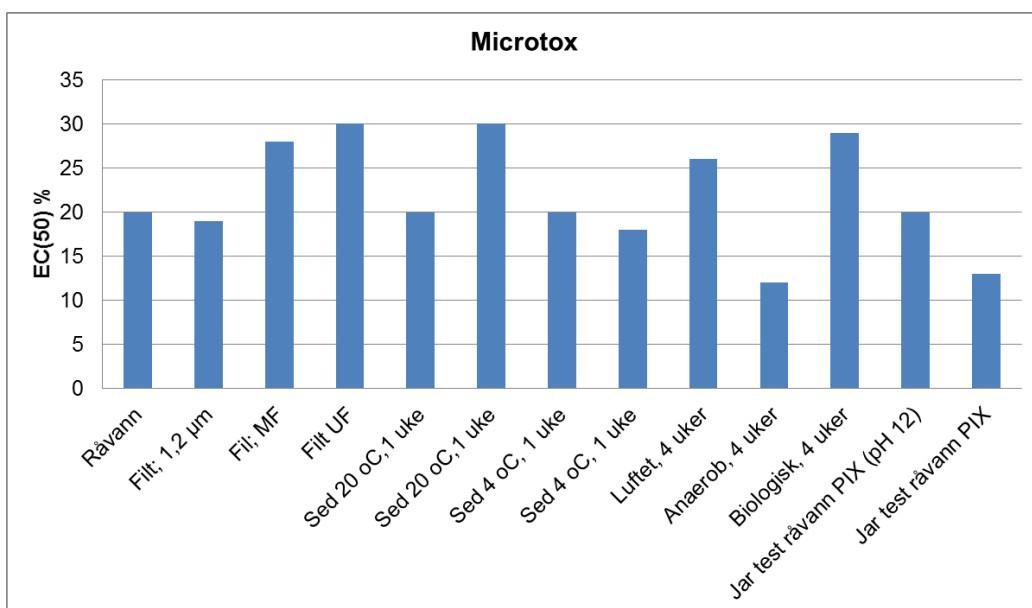
Ulike vannkvaliteter

Normalt vil man benytte flere ulike toksisitetstester i denne typen undersøkelser, helst fra tre trofiske nivåer, f.eks. bakterier, alger og krepsdyr. Hvis et utslipp går til ferskvann, benyttes ferskvannstester og hvis det går til sjøvann benyttes marine tester. I Fase 1, ble toksisiteten til ulike vannkvaliteter bare målt med Microtox. Tabell 28 sammenstiller utvalgte analyser for de ulike prøvene, og i er det forsøkt å forstå hvordan innholdet av Cu, organisk stoff (KOF) og vannets pH verdi påvirker vannets giftighet. Våre analyser viser toksisitet mellom 13 og 30 %, hvilket betyr en midlere toksisitet på de ulike vannkvalitetene.

Resultater viser litt overraskende at vannet er nesten like toksisk etter ulike typer behandling, selv om innholdet av organisk stoff og av kobber er kraftig redusert. De mest toksiske prøvene er den anaerobe og prøven etter Jar test uten pH justering. Disse viser en toksisitet på 12 og 13 % på de respektive prøvene. Årsaken til at disse er mest toksisk, tror vi kan skyldes sulfid i den anaerobe prøven og lav pH i den ikke pH justerte prøven etter kjemisk felling. For disse to prøvene vil det være naturlig å fjerne sulfid (med filtrering) og justere pH verdien til en akseptabel utløpsverdi før vannet ble sluppet til resipient.

Det var også forventet at kjemisk felling med høy pH som er meget effektivt mht. fjerning av organisk stoff (vaskemiddel) og tungmetaller skulle være lite toksisk, men pga. den høye pH verdien (11,6) vil den være toksisk på samme nivå som de øvrige. Før utslipp av vann med høy pH må pH justeres.

Figur 58 viser toksisitet målt på ulike vannkvaliteter. Prøver med lavest toksisitet er de med høyest EC₅₀ (%). De beste prøvene (med lavest toksisitet) er mikro- og ultra-filtrerte (MF og UF) prøver, de som er sedimentert ved 20 °C, de luftede og biologiske prøvene. Hvis disse etterfølges av kjemisk felling og pH justering, og eller filtrering forventes toksisiteten å kunne reduseres ytterligere. Tabell 28 viser sammensetningen av de ulike vannkvalitetene.



Figur 58. Resultatene av giftighetstesting med Microtox på ulike vanntyper.

Tabell 28. Utvalgte analyseresultater av prøver analysert mht. giftighet.

Prøver	EC50	pH	Cu-løst	Cu tot	Zn-løst	Zn tot	DOC	KOF filtr	TOC	KOF
	(%)		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Råvann	20	8,4		350		2400	109	420	155	772
Filt; 1,2 µm	19	8,3		140		1700	109	420	109	420
Fil; MF	28	8,3		110		2000	74	244	74	244
Filt UF	30	8,3		130		1600	66	213	66	213
Sed 20 °C,1 uke	20	7,3	205	435*(99)	517	1000		193		278
Sed 20 °C,1 uke	30	7,2	388	665*(99)	341	1000		233		314
Sed 4 °C, 1 uke	20	7,4	204	190	2040	1900		274		415
Sed 4 °C, 1 uke	18	7,4	194	795*(190)	1940	1900		292		431
Luftet, 4 uker	26	7	56	66	230	670	23	90	67	98
Anaerob, 4 uker	12	8,4	13	69	180	1000	100	294	109	370
Biologisk, 4 uker	29	8,4	52	60	340	490	22	99	23	108
Jart. råvann PIX (pH 12)	20	11,6		17	10	220	78		83	241
Jart. råvann PIX	13	5,9		26	20	150				282

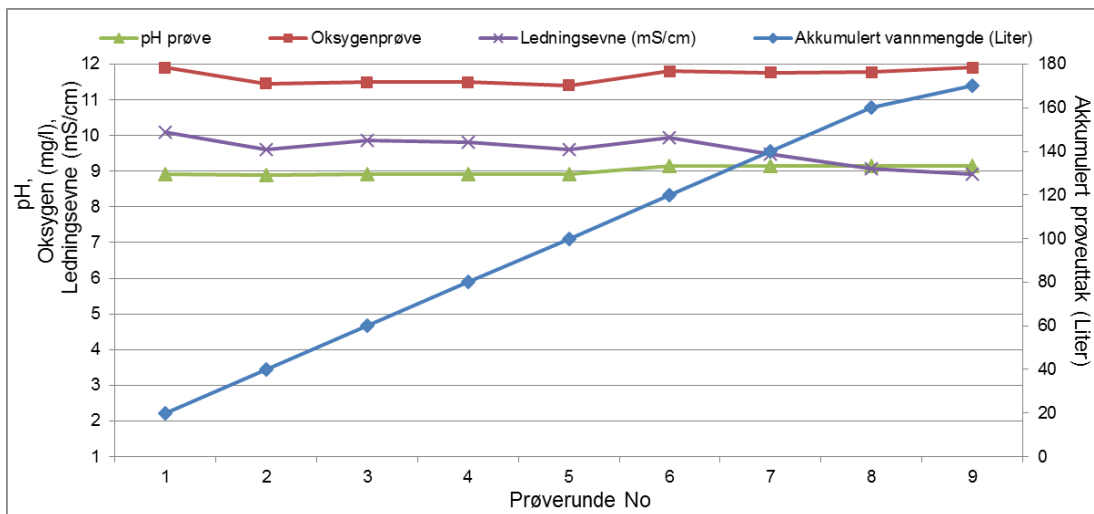
* Analysert av Aquateam

5.2. Fase 2 vinter; tunnelvask 18.03.2015

5.2.1. Prøvetaking og fordeling av prøver

Basert på erfaringen i sommer, var forventet vannforbruk til vasking denne gang 150 m³, men totalt ble det benyttet 170 m³. En hoveddel av vannet måtte hentes opp med tvangspumping fra pumpestasjonen fordi vannmengden i kummen var for lav til at pumpa fungerte automatisk.

Figur 59 viser målte vannkvalitetsdata; pH, oksygen og ledningsevne. Alle parameterne var relativt stabile over uttaksperioden. Det er sikkert at vi tok prøver av vaskevannet, men det er usikkert om prøven var representativ for hele vaskeperioden. Veldig lite vann kom inn til pumpestasjonen, og spekulasjonen er om det kan ha vært en lekkasje i rørene som førte til eller ut av stasjonen eller en blokkering som hindret vannet i å renne inn til pumpestasjonen.



Figur 59. Målt vannkvalitet i prøver tatt fra pumpestasjonen under uttak av vannprøve for Fase 2 undersøkelser.

5.2.2. Råvannsanalyser

Råvannet ble analysert umiddelbart etter fordeling av prøvene 18.03.2015 viser resultatene. Råvannet inneholdt mye mer partikulært stoff enn sommer vannet. Figur 60 viser filteroppbygging under prøveopparbeidelse for filtrerte prøve. Tabell 29 viser analyser av råvann (ufiltrert og filtrert).



Figur 60. Filtrering av råvann 1,2 µm filter

Tabell 29. Analyser av råvannet (ufiltrert og filtrerte prøver).

Parameter	Benevning	Råvann ufiltrert	Filtrert (1,2 µm)
Dato	18.03.2015		
Tid for prøvetaking	01:00-02:25		
Vannmengde	liter	170	
Alkalitet	mM	2,5	
Red/oks	mV	120,7	
pH		9,0	
DO	mg/l	11,7	
Ledningsevne	mS/cm	11,7	
Salinitet	‰	6,6	
Zetapotensiale	mV	-22,6	
Turbiditet	NTU	6500	
TSS	mg/l	28269	
VSS	mg/l	4072	
VFA	mg/l		19,1
TOC	mg/l	654	126
KOF	mg/l	13210	464
BOF	mg/l	220	
PO ₄ -P	mg/l	0,48	
Tot-P	mg/l	2,0	
NH ₄	mg/l		0,7
Tot-N	mg/l	46,0	14,2
Sulfat	mg/l	126	
Sulfid	mg/l	0,5	
Cu (Hach Lange)	µg/l	6510	450
Zn (Hach Lange)	µg/l	42300	3370
Arsen (As)	µg/l	84,0	0,33
Bly (Pb)	µg/l	500,0	4,2
Kadmium (Cd)	µg/l	5,7	0,60
Kobber (Cu)	µg/l	4400	330
Krom (Cr)	µg/l	1100	2,4
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0,273	0,010
Nikkel (Ni)	µg/l	660,0	19
Sink (Zn)	µg/l	44000	3000

Parameter	Benevning	Råvann ufiltrert	Filtrert (1,2 µm)
Fluoren	µg/l	1,8	
Fenantren	µg/l	17,0	
Antracen	µg/l	1,7	
Fluoranten	µg/l	18,0	
Pyren	µg/l	40,0	
Benzo[a]antracen	µg/l	2,2	
Benzo[b]fluoranten	µg/l	6,8	
Benzo[k]fluoranten	µg/l	1,3	
Dibenzo[a,h]antracen	µg/l	1,5	
Acenaftalen	µg/l	0,7	
Krysen/Trifenylene	µg/l	10,0	
Sum PAH(16) EPA	µg/l	120,0	
Naftalen	µg/l	0,6	
Benzo[a]pyren	µg/l	2,4	
Acenaften	µg/l	0,40	
Benzo[ghi]perylene	µg/l	2,4	
Indeno[1,2,3-cd]pyren	µg/l	2,3	
THC >C5-C8	mg/l	0,069	
THC >C8-C10	mg/l	0,16	
THC >C12-C16	mg/l	0,33	
THC >C10-C12	mg/l	1,7	
THC >C16-C35	mg/l	24	
SUM THC (>C5-C35)	mg/l	27	

5.2.3. Anaerob nedbrytning

I undersøkelsen i 2014 var målet å skjønne hva som skjer dersom oksygenet forbrukes i oppsamlingsbassengene. Anaerob nedbrytning var ikke tenkt på som en mulig renseteknisk behandling.

Resultatene fra undersøkelsene utført av Aquateam COWI i 2014 viste derimot at man fikk best fjerning av tungmetaller (Cu og Zn) under anaerobe forhold (Figur 32).

Det var forventet at saltinnholdet ville variere fra årstid til årstid og fra år til år avhengig av behovet for salting og nedbørsforholdene over året. Prøver tatt fra vintersituasjonen ville gi et bilde av variasjonen.



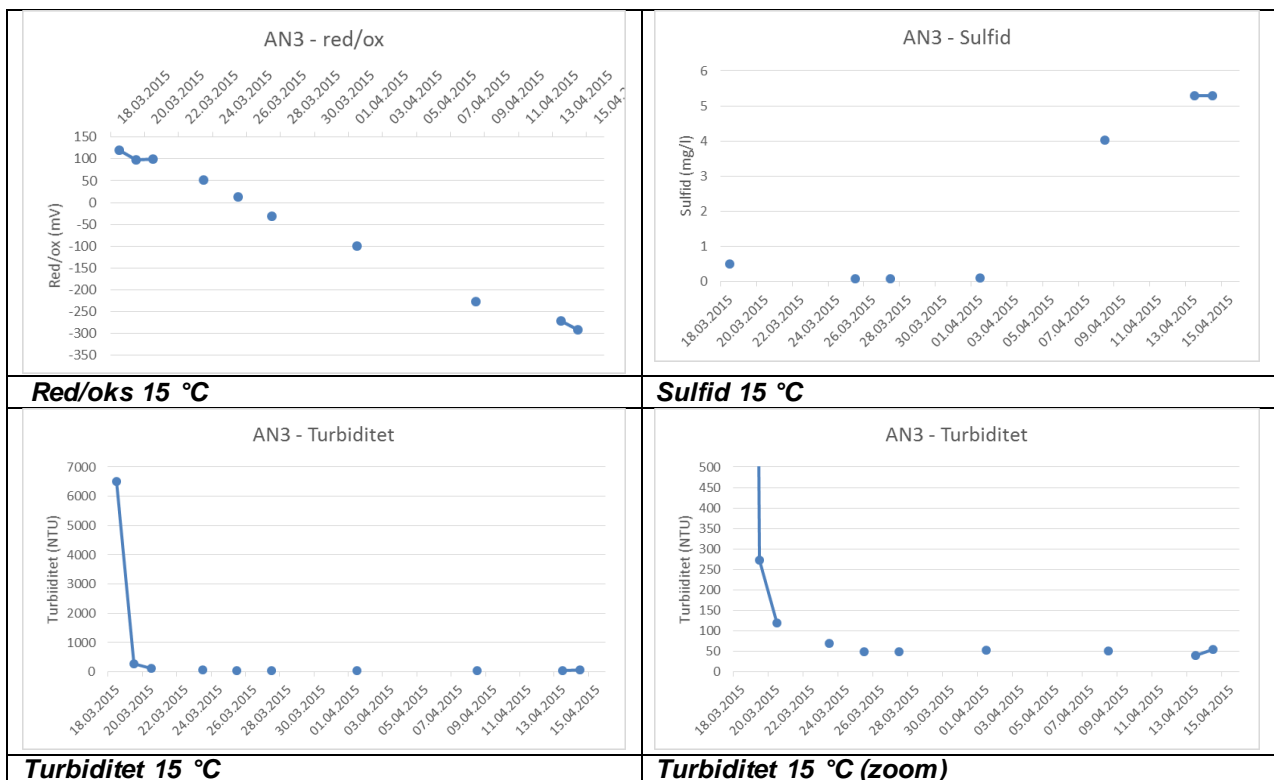
Figur 61 Anaerob nedbrytning ved 15 grader i 3 uker.

Figur 62 (15 °C) og (4 °C) viser red/oks, sulfid og turbiditet målt i nedbrytningsforsøkene. Figur 64 viser TOC og DOC, kobber og sink målt på ufiltrerte og filtrerte prøver fra nedbrytningsforsøkene kjørt ved 4

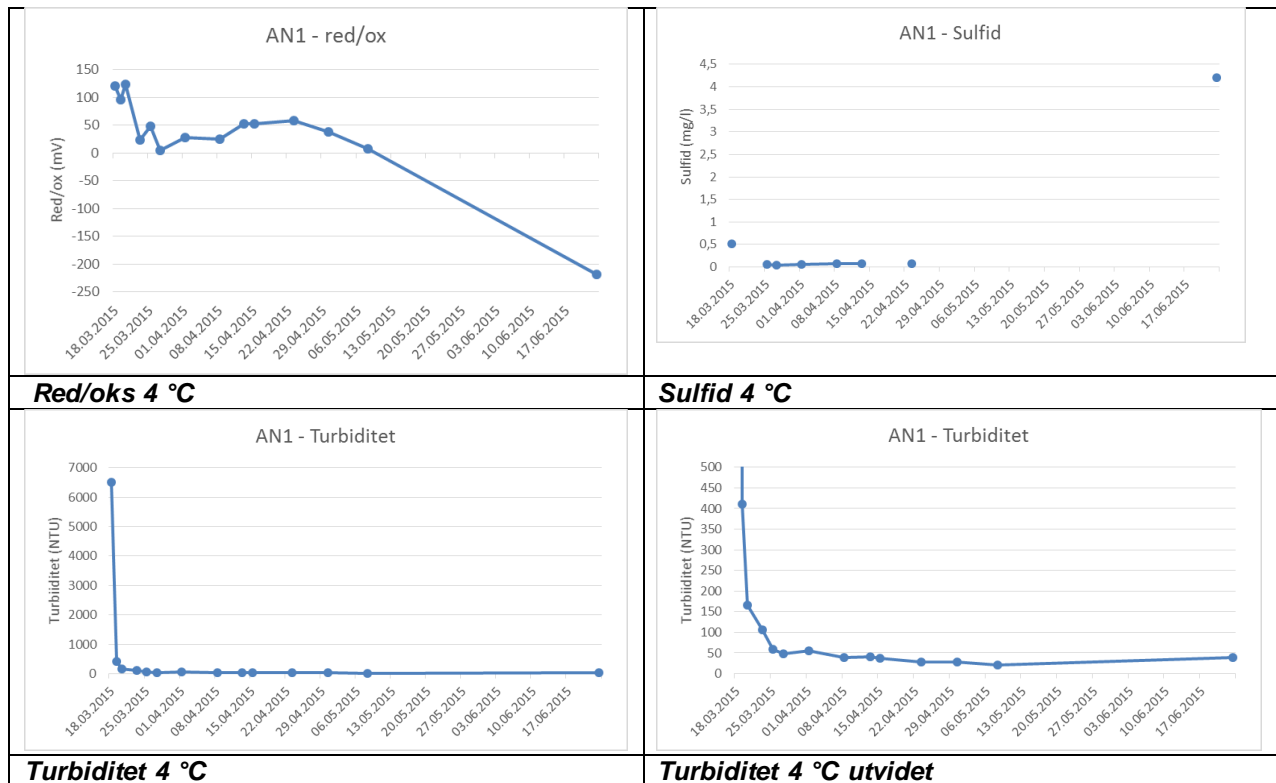
og 15 °C. Dette er analyser utført av Aquateam COWI. Figur 65 viser tungmetaller målt på ufiltrerte og filtrerte prøver fra nedbrytningsforsøkene kjørt ved 4 og 15 °C. Disse målingene er gjort av Eurofins.

Når det gjelder Cu og Zn er der tydelige forskjeller i analyseresultat mellom de to laboratoriene, Aquateam COWI og Eurofins for vannprøvene fra den anaerobe testen, spesielt prøvene fra 15 °C testen. Disse prøvene hadde høyere sulfidinnhold, høyere solids og organisk stoff innhold enn de andre prøvene, se Figur 64 og Figur 65. Det kan tyde på at Hach Lange analysene hadde interferens eller problemer med denne typen vann og at valg av prosedyre kan bidra til stor variasjon i analyseresultatene. For filtrerte prøver er variasjonen mindre. Prøvene fra Eurofins er benyttet til tolkning av renseseffekt i rapporten, da disse også inneholder andre tungmetaller. Alle tungmetallene (med unntak av kvikksølv) er kjørt samtidig i en analyse, det minsker muligheten for analysefil.

Innholdet av nitrogen og fosfat var høyt nok i vaskevannet til at det ikke ble tilsatt noe ekstra næringsstoff (makro næringsstoffer) (Tabell 29). Anaerobe bakterier trenger i tillegg til karbon, nitrogen og fosfor også svovel (sulfat) som makro næringsstoff. I tillegg benyttes også metaller som nikkell, sink og kobber i metabolismen (Boe, 2006). Videre produseres sulfid når sulfat reduseres av sulfatreduserende prokaryote (SRP), tidligere kalt sulfatreduserende bakterier (SRB) (Chen *et al.*, 2008). Sulfid feller ut metallioner og det er vanlig at ZnS forekommer i anaerobt vann. Ved 15 °C trengte vannet å stå i ca. 3 uker før sulfid dannes og ved 4 °C trengte det ca. 3 måneder for å oppnå anaerobe forhold slik at sulfid ble dannet



Figur 62. Red/oks-, sulfid- og turbiditetsmålinger i anaerobe prøver inkubert ved 15 °C, Turbiditetsgrafene til høyre har høyere oppløsning



Figur 63. Red/oks-, sulfid- og turbiditetsmålinger i anaerobe prøver inkubert ved 4 °C, Turbiditetsgrafen til høyre har høyere oppløsning

Nedbrytning ved 15 °C:

Den anaerobe nedbrytningen kommer raskt i gang, selv om det gikk en del saktere enn Fase 1, hvor alt O₂ ble brukt opp etter en dag. Dette er som forventet, da forsøkene i Fase 1 ble utført i romtemperatur (20-25 °C), og den mikrobielle aktiviteten er raskere. Etter en uke ser vi at alt O₂ er brukt opp i mediet og red/oks er 0 mV og miljøet er blitt anaerobt. Etter dette faller red/oks potensialet fort ned mot -270 som er red/oks potensialet for sulfid, hvilket betyr at SO₄ i vannet er redusert til sulfid (HS⁻/S²⁻ /H₂S) (Figur 62). Dette sammenfaller med økningen av sulfid i vannet. Sulfidinnholdet i vannet øker til 5,3 mg/l i vannfasen mot slutten av forsøkene og innholdet i sedimentet er 77 mg/l. Vannets pH verdi reduseres fra 9 til 7 i løpet av de første 3 ukene, og er 6,7 ved forsøkets avslutning, hvilket betyr at hydrogensulfid kan tapes til gassfasen (pK verdien for H₂S er ~7). Antallet SRB (sulfatreduserende bakterier) i vannet var ca. 140 celler/ml ved starten av inkuberingen og etter 3 uker er antallet økt til 4,6 x 10⁶ celler/ml, dette viser et hurtigvoksende anaerobt samfunn.

TOC faller drastisk den første dagen (Figur 64), som følge av sedimentering av de løste partiklene. Deretter synker både TOC og DOC gradvis i resten av forsøket som følge av anaerob nedbrytning. På slutten av forsøket er konsentrasjonene av henholdsvis TOC og DOC 101 og 92 mg/l. TOC konsentrasjonene stabiliseres mot slutten. Dette skyldes høyst sannsynligvis økningen i biomasse som følge av nedbrytningen, og sammenfaller med en 4-log økning av SRB. det er tydelig at mikroorganismene bryter ned vaskemiddelet, da dette utgjør størsteparten av det organiske karbonet i vaskevannet.

Tungmetallkonsentrasjonene (Figur 65) faller drastisk den første dagen som følge av sedimentering av løste partikler. Videre diskuteres utviklingen av tungmetallene for hvert metall.

Arsen konsentrasjonene øker gjennom forsøksperioden. Dette kan tyde på at nedbrytning av vaskemiddelet øker mobiliteten av arsen, men at partiklene er for små til at de sedimenterer. den løste arsenkonsentrasjonen var på 0,9 µg/l ved slutten av forsøket.

Blykonsentrasjonene synker gradvis gjennom forsøket ned til 1,6 µg/l.

Kadmiumkonsentrasjonene synker mot slutten av forsøkene som kan tyde på at utfellingen av kadmiumsulfider er mer effektiv enn utfelling av kadmiumoksider (aerob fase). Den løste kadmiumkonsentrasjonen ved slutten av forsøket var på 0,035 µg/l.

Kobberkonsentrasjonene synker gradvis gjennom forsøket og ender på 65 µg/l totalt og 56 µg/l løst kobber. Den løste fraksjonen kan være lavere da prøven filtreres gjennom et 1,2 µm filter, og partiklene er små. Det er fortsatt et stykke unna målet på 10 µg/l, men det kan skyldes at kobbersulfidpartiklene er små og dermed ikke sedimenterer optimalt.

Kromkonsentrasjonen synker mest i starten av forsøket, og stabiliseres ved 1,1 µg/l. Dette kan tyde på at utfelling av kromoksider er mer effektiv enn utfelling av kromsulfid. Man vil da for mer fjerning av partikler i den aerobe fasen av forsøket.

Nikkelkonsentrasjonene ser ut til å øke gradvis gjennom forsøket. Etter grovsedimenteringen etter dag 1 er konsentrasjonene 20 og 18 µg/l (total og løst), og ved slutten av forsøket er begge 24 µg/l (total og løst). Det kan tyde på at nedbrytning av vaskemiddelet mobiliserer nikkel men at ionene ikke feller ut som partikler, slik at løst konsentrasjonen av nikkel øker.

Den totale sinkkonsentrasjonen er stabil gjennom forsøket på mellom 3100-3600 µg/l, mens den løste fraksjonen synker. Ved slutten av forsøket hadde oppnådd konsentrasjoner av løst Zn 1000 µg/l. (Figur 65). Dette kan tyde på at sink-sulfidpartiklene er små og ikke sedimenterer optimalt. Den oppnådde løste konsentrasjonen av sink er vesentlig høyere enn i fase 1 da vi oppnådde 90 µg/l. Dette kan skyldes lavere mikrobiell aktivitet, men det er også viktig å merke seg at konsentrasjonene av tungmetaller i råvannet i intervannet var 10 ganger høyere enn i sommervannet.

Turbiditeten faller raskt ved starten som følge av sedimentering av løste partikler. Men den stabiliseres rundt 50 NTU i resten av inkuberingen. Om man sammenligner disse resultatene med nedgangen i både TOC/DOC, Cu og Zn, hvor man skulle forvente en nedgang i turbiditet som følge av anaerob nedbrytning og oppheving av såpe-tungmetall-komplekset, da tungmetallene feller ut og sedimenterer, er mangelen på nedgang i turbiditet overraskende. Men det kan skyldes to faktorer.

1. Gjennom den mikrobielle nedbrytningen vil biomassen øke og turbiditeten øke. Om turbiditeten som følge av såpe-tungmetall-komplekset går ned ved nedbrytning, og turbiditet som følge av biomasseøkning går opp, vil den samlede turbiditeten som måles forbli på samme nivå.
2. Metallsulfider er veldig små partikler <1 µm. Det er derfor mulig at en del av metallsulfidpartiklene ikke vil sedimentere, men fortsatt er i vannfasen. Derfor vil man trenge tilleggsrensing som filtrering eller kjemisk felling for å fjerne dem.

Nedbrytning ved 4 °C:

Den anaerobe nedbrytningen kommer sent i gang, selv etter 8 uker er red/oks potensialet over 0 mV som indikerer at forholdene fortsatt er aerobe. Dette er som forventet. Den mikrobielle aktiviteten ved 4 grader vil være minimal. Bakteriene vokser veldig sakte. Siden ingen reduktant er tilsatt (f.eks. Na₂S, dithionitt, eller titan(III)citrat) vil det fortsatt være oksygen tilstede i vannet og den mikrobielle nedbrytningen ved 4 °C vil derfor være aerob i en lang periode. De siste prøvene ble tatt ut etter 98 dager. Da var red/oks potensialet redusert til -218, hvilket betyr at SO₄ i vannet er redusert til sulfid (HS⁻/S²⁻/H₂S) (Figur 63). Sulfidinnholdet i vannet hadde økt til 4,2 mg/l i vannfasen. Vannets pH verdi ble redusert fra 9 til 7 i løpet av de første 8 ukene, og er

6,6 ved forsøkets avslutning, hvilket betyr at hydrogensulfid kan tapes til gassfasen (pK verdien for H₂S er ~7).

TOC faller drastisk den første dagen (Figur 64), som følge av sedimentering av de løste partiklene. Deretter synker både TOC og DOC gradvis i resten av forsøket som følge av anaerob nedbrytning. På slutten av forsøket er konsentrasjonene av henholdsvis TOC og DOC 84 og 81 mg/l (Tabell 30). TOC konsentrasjonene stabiliseres mot slutten, men en svak økning til slutt. Dette skyldes høyst sannsynligvis økningen i biomasse som følge av nedbrytningen. Det er tydelig at mikroorganismene bryter ned vaskemiddelet, da dette utgjør størsteparten av det organiske karbonet i vaskevannet.

Tungmetallkonsentrasjonene (Figur 65) faller drastisk den første dagen som følge av sedimentering av løste partikler.

Arsen konsentrasjonene øker gjennom forsøksperioden. Dette kan tyde på at nedbrytning av vaskemiddelet øker mobiliteten av arsen, men at partiklene er for små til at de sedimenterer. Den løste arsenkonsentrasjonen var på 2,1 µg/l ved slutten av forsøket.

Blykonsentrasjonene er relativt stabile gjennom forsøksperioden. Men der er en nedgang fra 1,7 til 1,3 µg/l mot slutten av forsøket.

Kadmiumkonsentrasjonene er stabile gjennom de første ukene (aerob fase), men synker mot slutten av forsøkene som kan tyde på at utfellingen av kadmiumsulfider er mer effektiv enn utfelling av kadmiumoksider (aerob fase). Den løste kadmiumkonsentrasjonen ved slutten av forsøket var på 0,59 µg/l. Dette er vesentlig høyere enn ved 15 °C da vi oppnådde henholdsvis 0,035 µg/l (Figur 65). Dette kan skyldes lavere mikrobiell aktivitet.

Kobberkonsentrasjonene synker gradvis gjennomforsøket og er på 170 µg/l totalt og 140 µg/l løst kobber etter 4 uker (Figur 65). Ved slutten av forsøket var oppnådde konsentrasjoner av 76 mg/l (Tabell 31). Dette er vesentlig høyere enn ved 15 °C da vi oppnådde henholdsvis 56 µg/l (Figur 65). Dette kan skyldes lavere mikrobiell aktivitet.

Kromkonsentrasjonen synker mest i starten av forsøket, og stabiliseres ved 0,9 µg/l. Dette kan tyde på at utfelling av kromoksider er mer effektiv enn utfelling av kromsulfid. Man vil da for mer fjerning av partikler i den aerobe fasen av forsøket.

Nikkelkonsentrasjonene ser ut til å øke gradvis gjennom forsøket. Etter grovsedimenteringen etter dag 1 er konsentrasjonene 20 og 19 µg/l (total og løst), og ved slutten av forsøket er begge 21 µg/l (total og løst). Det kan tyde på at nedbrytning av vaskemiddelet mobiliserer nikkel men at ionene ikke feller ut som partikler, slik at den løste konsentrasjonen av nikkel øker. Denne økningen er mindre enn observert ved 15 °C, dette kan skyldes lavere mikrobiell aktivitet.

Den totale sinkkonsentrasjonen er stabil gjennom første del av forsøket på mellom 3100-3400 µg/l, med en svak øking. Konsentrasjonen ender tilslutt på 3100 µg/l. (Figur 65). Dette kan tyde på at nedbrytning mobiliserer sinkionene, men at utfelling av partikler i den aerobe fasen ikke er effektiv. Det er først når man får anaerobe forhold at konsentrasjonen synker fra 3400 til 3100 µg/l. Ved slutten av forsøket var oppnådde konsentrasjoner av løst Zn på 3100 µg/l (Tabell 31). Dette er vesentlig høyere enn ved 15 °C da vi oppnådde 1000 µg/l (Figur 65). Dette kan skyldes lavere mikrobiell aktivitet.

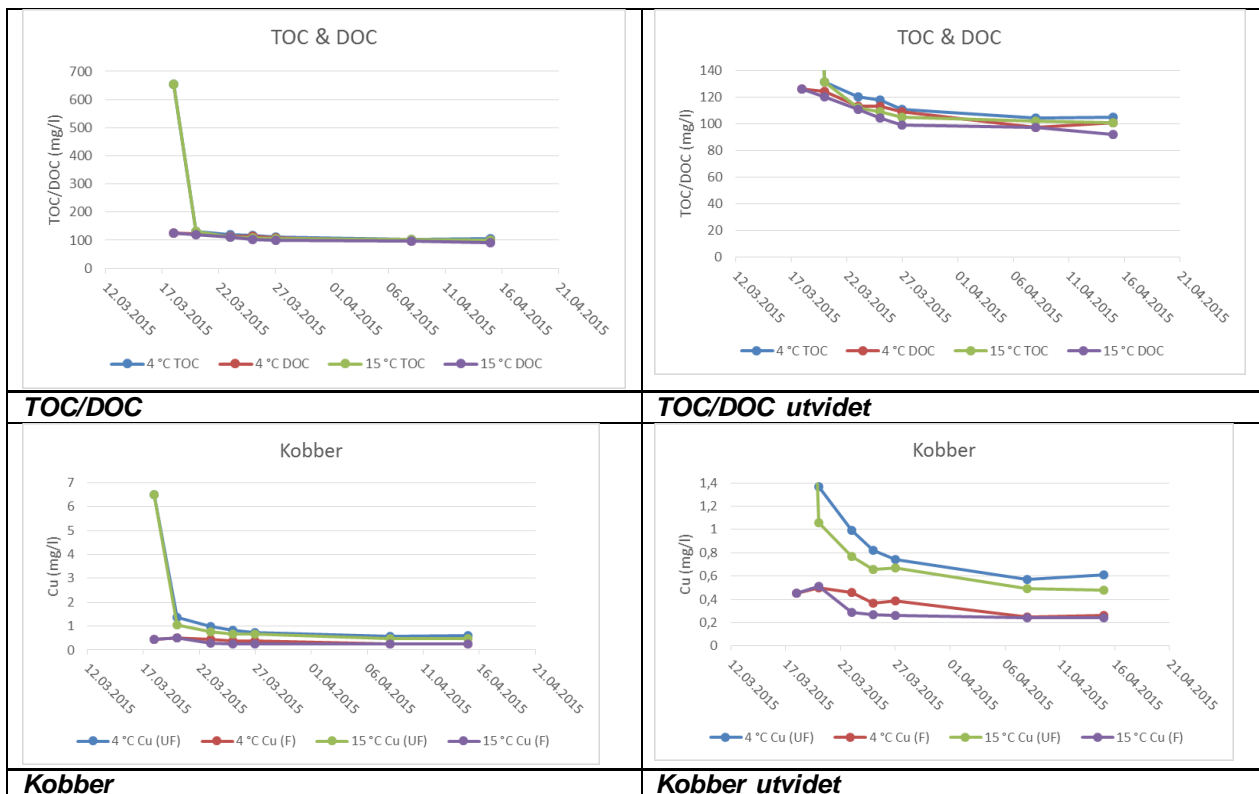
Turbiditeten faller raskt ved starten som følge av sedimentering av partikler (Figur 63). Men den stabiliseres rundt 50 NTU i resten av inkuberingen. Om man sammenligner disse resultatene med nedgangen i både TOC/DOC, Cu og Zn, hvor man skulle forvente en nedgang i turbiditet som følge av anaerob nedbrytning og oppheving av såpe-tungmetall-komplekset, da tungmetallene feller ut og sedimenterer, er mangelen på nedgang i turbiditet overraskende.

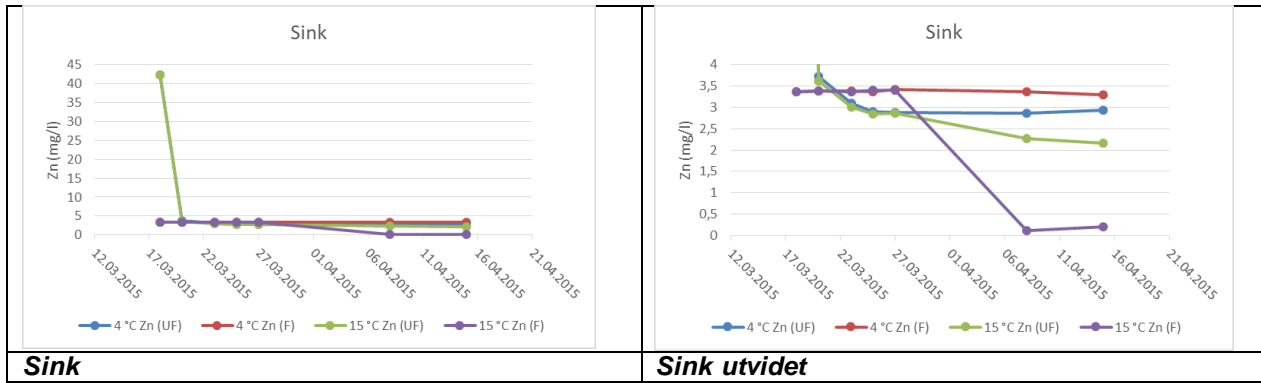
Tabell 30. Analyser målt ved avslutning av nedbrytingsforsøk ved 4 °C, målt av Aquateam COWI

Parameter	23.06.15
TOC (mg/l)	84
DOC (mg/l)	81
Cu (UF) (mg/l)	0,51
Cu (F) (mg/l)	0,94
Zn (UF) (mg/l)	0,15
Zn (F) (mg/l)	0,14

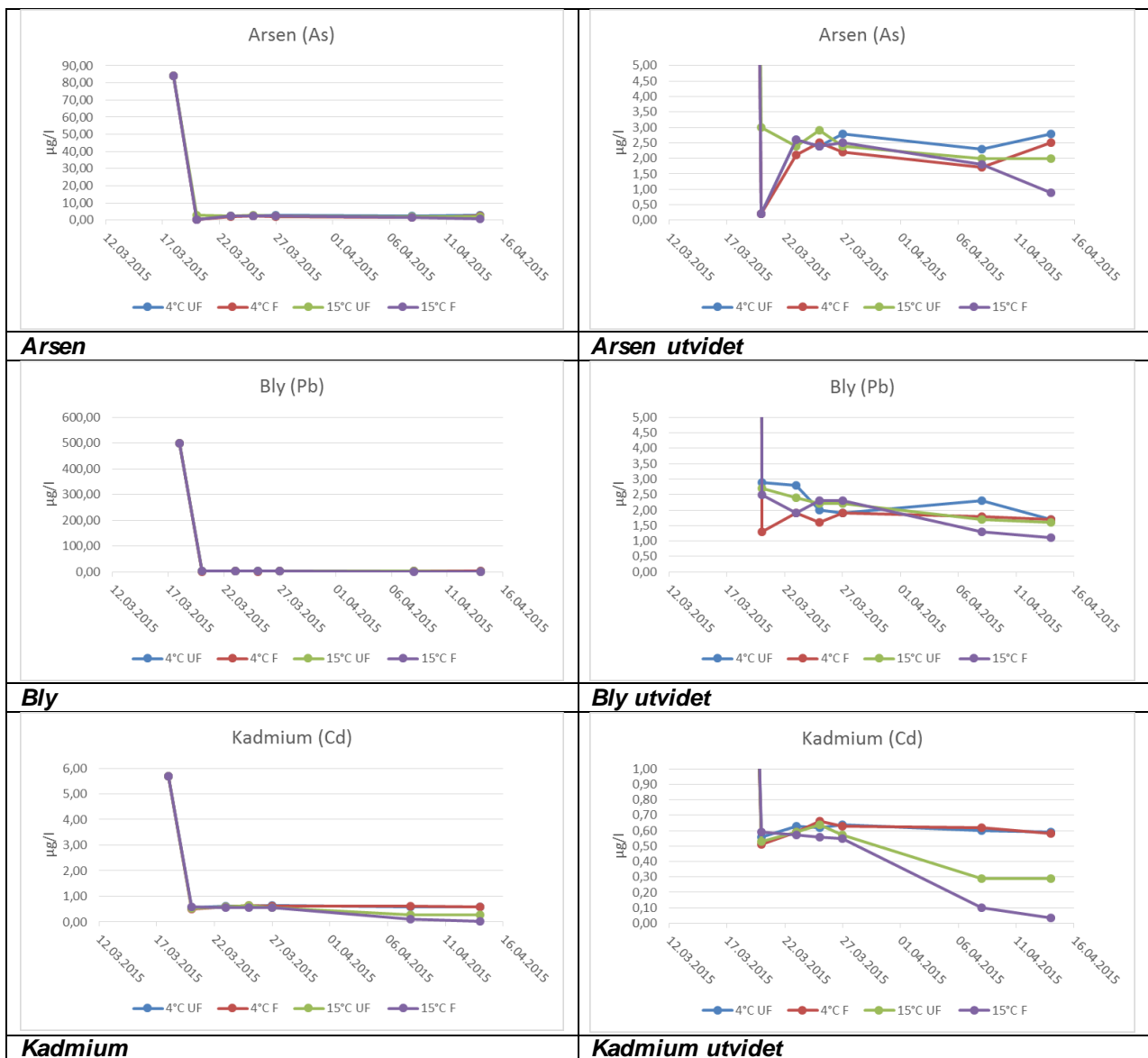
Tabell 31. Analyser av tungmetaller målt ved avslutning av nedbrytingsforsøk ved 4 °C, målt av Eurofins

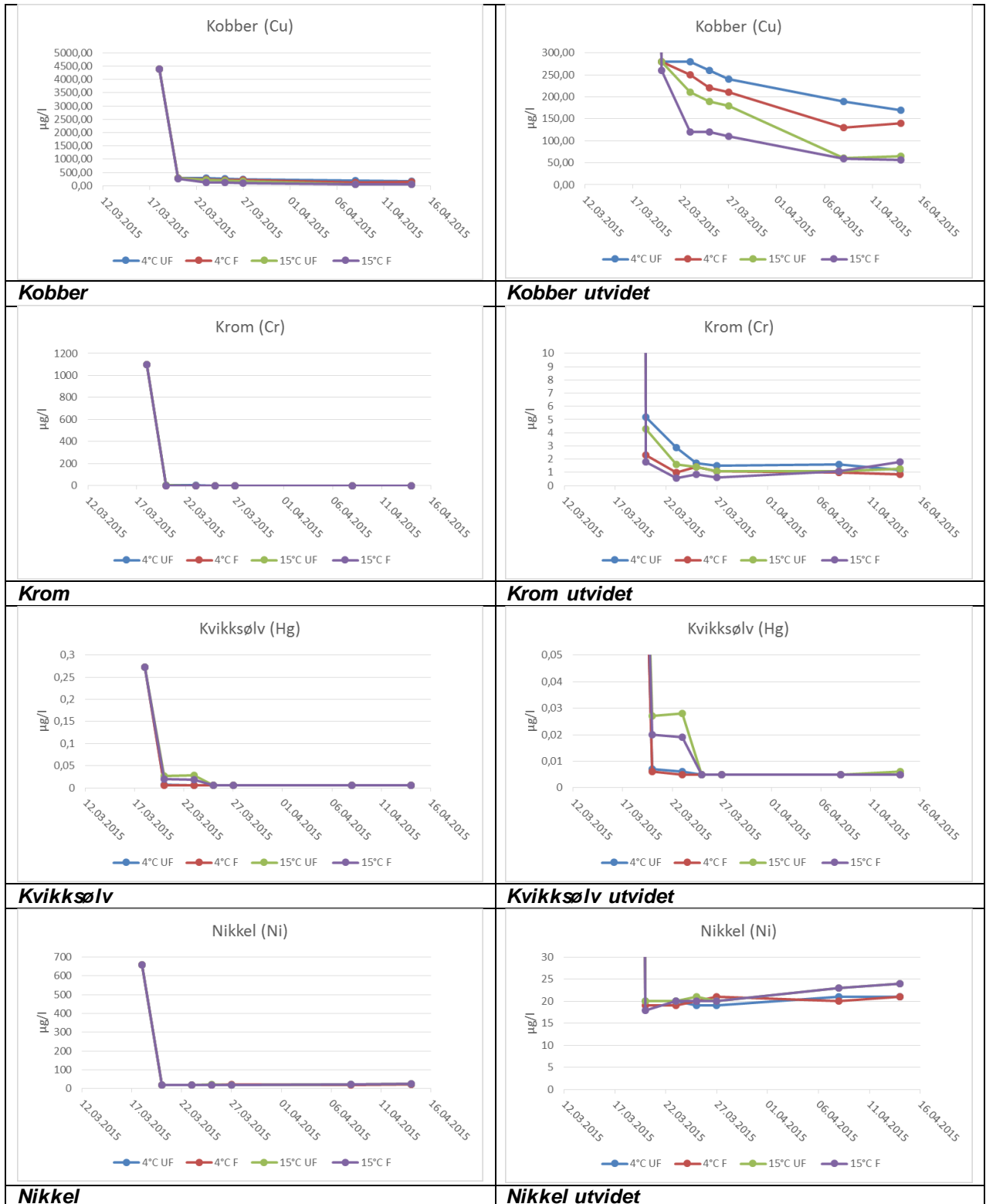
Parameter	23.06.2015
Arsen (As) (µg/l)	2,1
Bly (Pb) (µg/l)	1,3
Kadmium (Cd) (µg/l)	0,40
Kobber (Cu) (µg/l)	76
Krom (Cr) (µg/l)	0,90
Kvikksølv (Hg) (µg/l)	0,038
Nikkel (Ni) (µg/l)	30
Sink (Zn) (µg/l)	3100

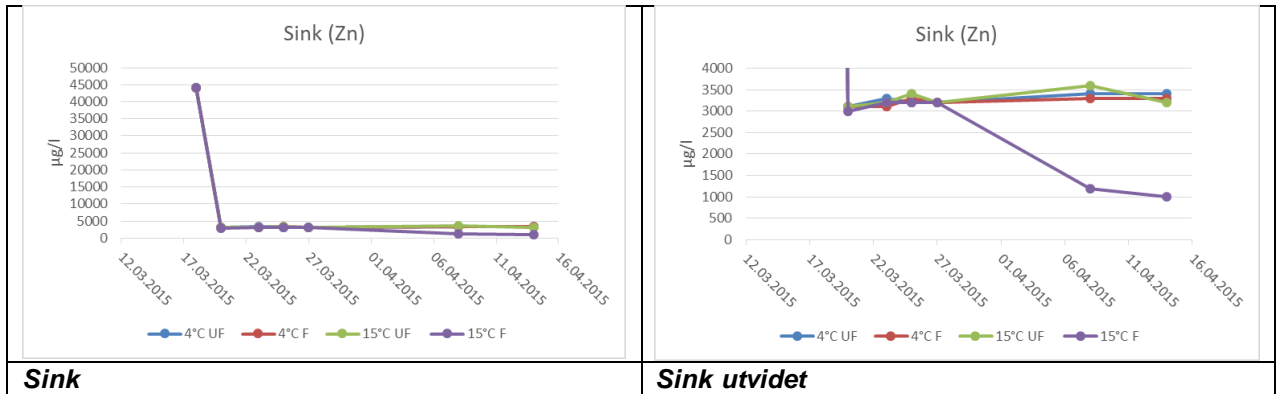




Figur 64. TOC/DOC-, sink- og kobberkonsentrasjoner (filtrert og ufiltrert) i anaerobe prøver inkubert ved 4 og 15 °C, analysert med Hach Lange. Grafene til høyre har høyere oppløsning







Figur 65. Tungmetallkonsentrasjoner (filtrert og ufiltrert) i anaerobe prøver inkubert ved 4 og 15 °C. Grafene til høyre har høyere oppløsning

5.2.4. Filtrering

Det ble utført filtreringsforsøk på vannfasen fra de anaerobe nedbrytningsforsøkene. Filtreringsforsøket med vann fra 15 °C ble utført som planlagt etter 3 uker. Men det var fortsatt ikke anaerobe forhold i tanken på 4 °C etter tre uker, det ble derfor besluttet å vente med disse forsøkene til systemet var anaerobt. Dette forsøket ble derfor utført etter 12 uker med nedbrytning.

Følgende forsøk ble utført på 15 °C vann:

- Filtrering med 0,2 µm filter
- Filtrering med 1,2 µm filter
- pH-justering til pH 11 etter fulgt av filtrering med 1,2 µm filter
- Sekvensiell (trinnvis filtrering) med 11, 5, 1,2 og 0,2 µm filter

Følgende forsøk ble utført på 4 °C vann:

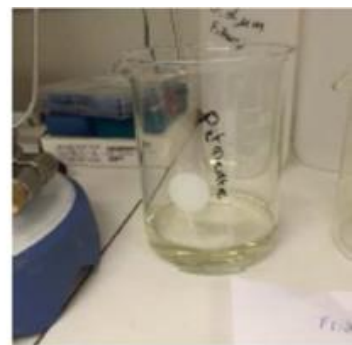
- Sekvensiell (trinnvis filtrering) med 11; 5; 1,2 og 0,2 µm filter



Reservoar ufiltrert prøve



Filtreringsenhet



Permeat 0,2 µm filter

Figur 66. Filtreringsforsøk, sekvensiell filtrering.

Filtrering med 0,2 og 1,2 µm filter

Det ble gjentatte ganger forsøkt å filtrere prøver fra nedbrutt vaskevann med 0,1 og 1,2 µm filter. Men det var dessverre ikke mulig. Filteret gikk umiddelbart tett, og trykkoppbygging førte til at det tilslutt ble brudd i filteret. Årsaken til at filteret gikk tett umiddelbart var oppbygging av en ekstremt fin biomasse på filteroverflaten. Gjennom nedbrytningsforsøket hadde biomassen i vaskevannet økt. Biomassen inneholder også ekstracellulære komponenter (EPS) som danner et slimlag.

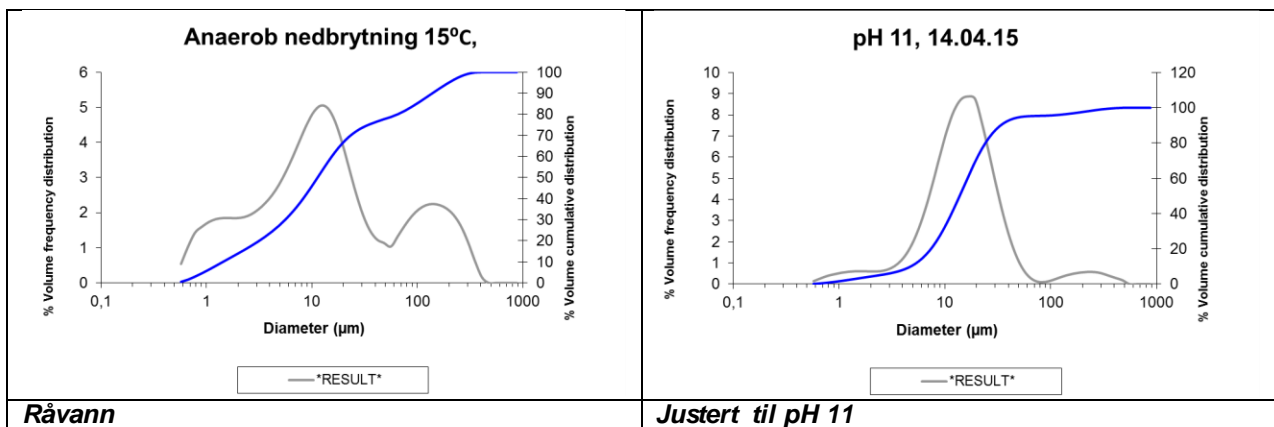
pH-justering til pH 11, etter fulgt av filtrering med 1,2 µm filter

Det var ønskelig å undersøke om økning i pH ville føre til mer utfelling av partikler. Samt at økt pH vil ødelegge biomassen i vannet. Vannet ble derfor pH-justert til pH 11, og satt på sakte omrøring for å homogenisere prøven og bedre utfellingsgraden (Figur 67). Vannet ble deretter filtrert gjennom et 1,2 µm filter.



Figur 67. Homogenisering og utfelling av partikler etter pH-justering

Figur 68 viser partikkelstørrelsesfordeling før og etter pH-justering. Man kan tydelig se at partikler i størrelsesområdet 0,5-5 µm og 80-500 µm er fjernet. Partikler i størrelsesområdet 0,5-5 µm er høyst sannsynlig metallsulfider som har aggregert og blitt større partikler, og partikler i størrelsesområdet 80-500 µm er høyst sannsynlig biomasse.

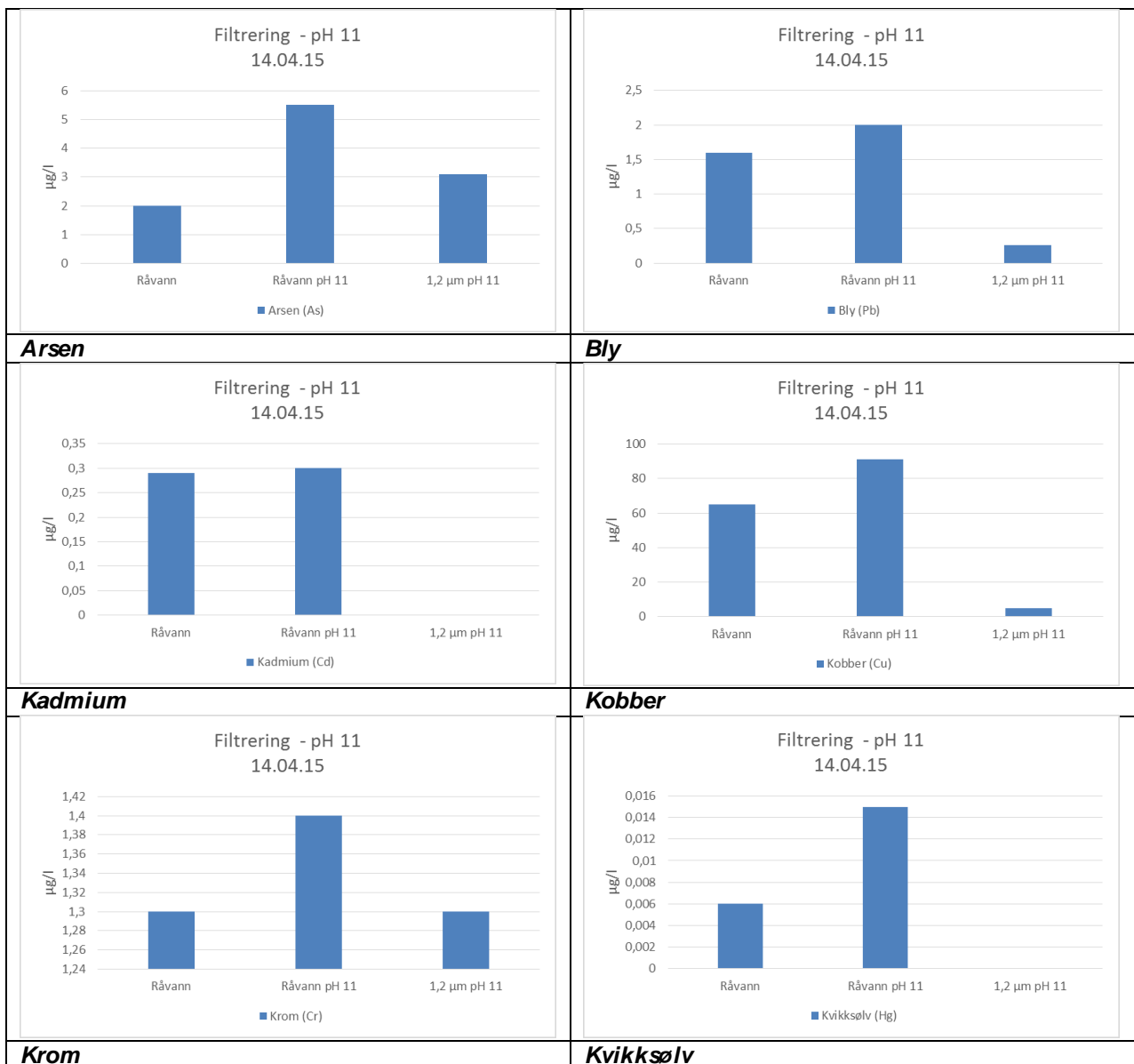


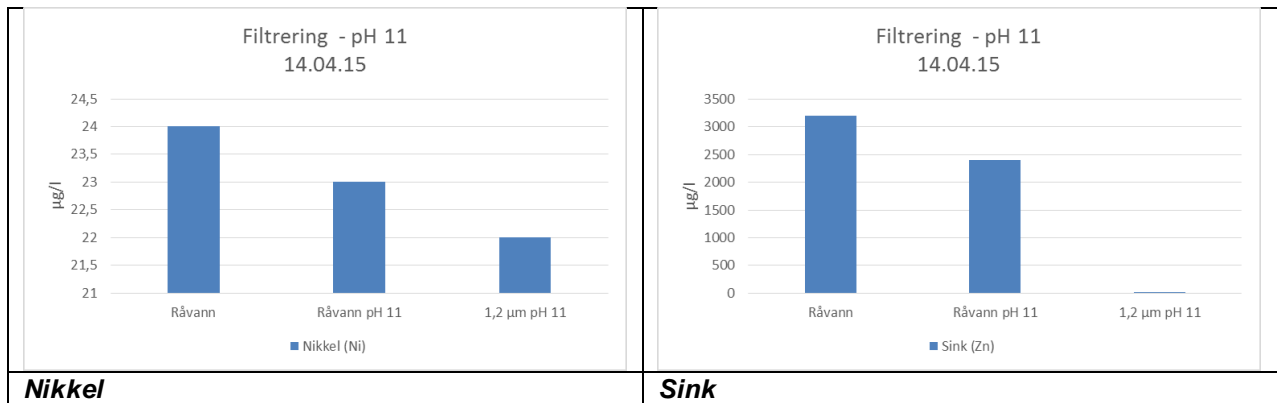
Figur 68 Partikkelstørrelsesfordelingsendring ved pH justering

Figur 69 og Tabell 32 viser tungmetallkonsentrasjoner målt i råvann (anaerob nedbrutt), pH-justert råvann og etter filtrering. Man kan tydelig se at konsentrasjonen av tungmetallene øker ved pH-justering, med unntak av nikkell og sink. Partiklene fjernes effektivt med filtrering. Man er godt under miljømålet for Cu og Zn på 10 og 50 µg/l

Tabell 32. Tungmetallkonsentrasjoner ved filtrering av pH-justert anaerob prøve inkubert ved 15 °C

Parameter	Innløp	Innløp pH 11	1,2 µm pH 11
	µg/l		
Arsen (As)	2	5,5	3,1
Bly (Pb)	1,6	2	0,26
Kadmium (Cd)	0,29	0,3	< 0,010
Kobber (Cu)	65	91	4,8
Krom (Cr)	1,3	1,4	1,3
Kvikksølv (Hg)	0,006	0,015	< 0,005
Nikkel (Ni)	24	23	22
Sink (Zn)	3200	2400	26





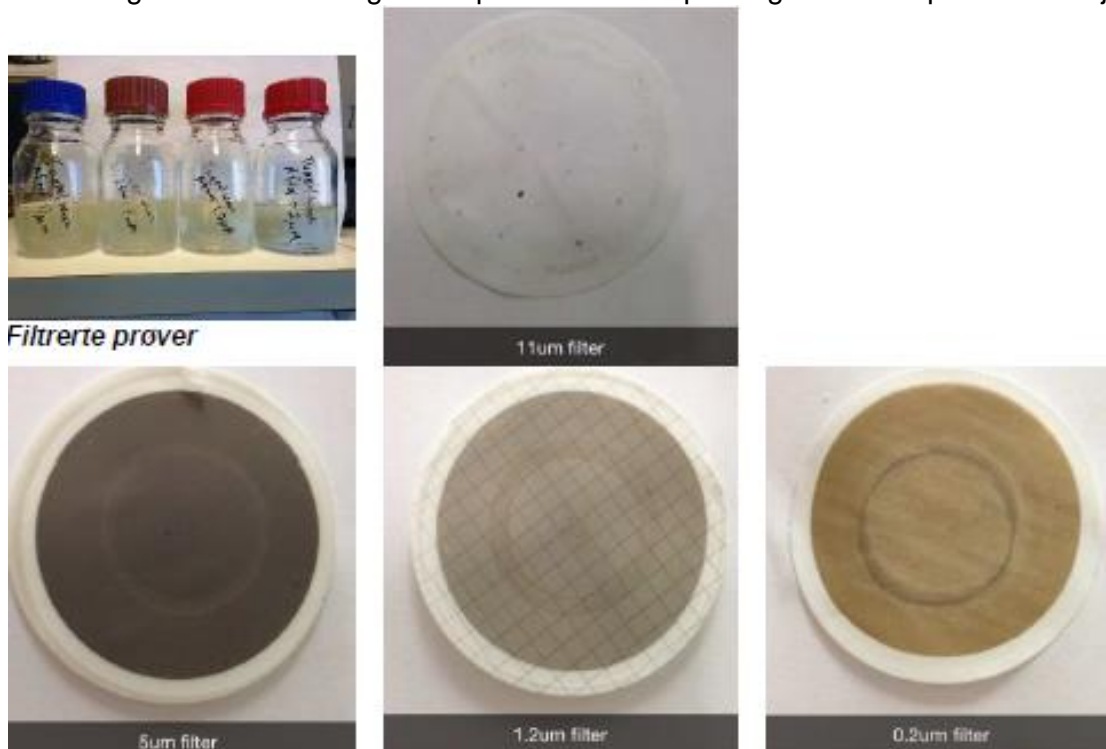
Figur 69. Tungmetallkonsentrasjoner ved filtrering av pH-justert anaerob prøve inkubert ved 15 °C
 Råvann = anaerob 15 °C etter 3 uker

Sekvensiell filtrering

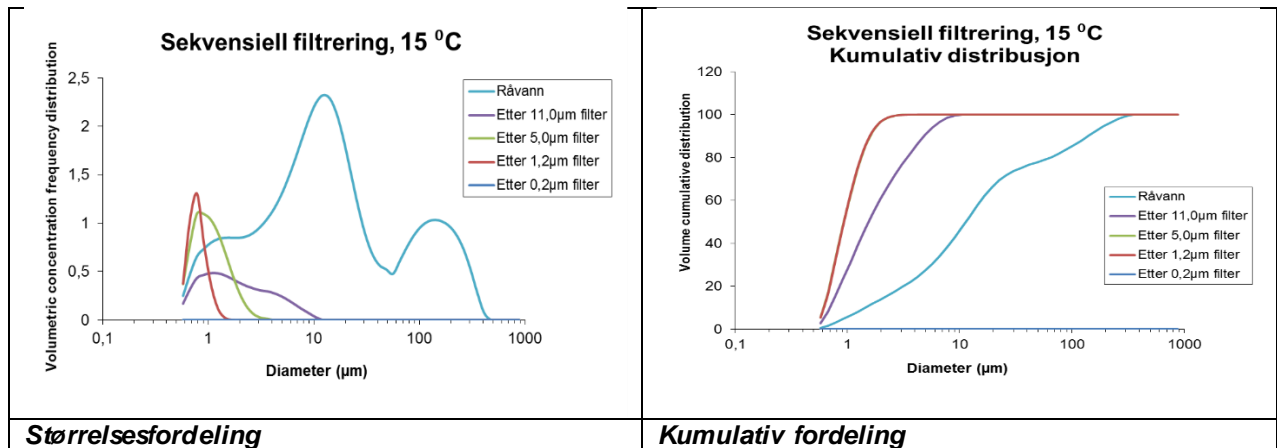
Siden det ikke var mulig å filtrere vannet rett gjennom et 0,2 eller 1,2 µm filter, ble det gjennomført en sekvensiell filtrering der 1. filter var på 11 µm, andre på 5 µm, tredje på 1,2 µm og siste på 0,2 µm.

Figur 70 viser prøver fra de ulike trinnene og filtre etter gjennomført filtrering. Svært lite materiale ble fjernet med 11 µm, mens 5 µm fjernet mye materiale. Filtreringen gjennom 1,2 mm gikk effektivt etter forfiltreringen. En god del materiale ble også fjernet gjennom 0,2 µm filteret.

Figur 71 viser partikkelstørrelsesfordeling av prøvene i de ulike trinnene. Det er tydelig at sekvensiell filtrering er effektivt. Man får en gradvis reduksjon i partikkelstørrelse gjennom trinnene, slik at man hindrer filterklogging. Kurven for 0,2 µm er helt forsvunnet, instrumentets nedre deteksjonsgrense er 0,48 µm. Tabell 33 viser at filtrering naturlig nok senker turbiditeten i vannet, men den reduserer også TOC, dette skyldes nok hovedsakelig fjerning av biomasse, men det kan også være andre organiske partikler som såpe-tungmetall-komplekser som fjernes.



Figur 70. Sekvensiell (trinnvis) filtrering med 11, 5, 1,2 og 0,2 µm filter



Figur 71 Partikkelstørrelsesfordeling sekvensiell filtrering 15 °C Råvann = innløpsvann

Tabell 33 Turbiditet og TOC målt i hvert trinn under sekvensiell filtrering ved 15 °C

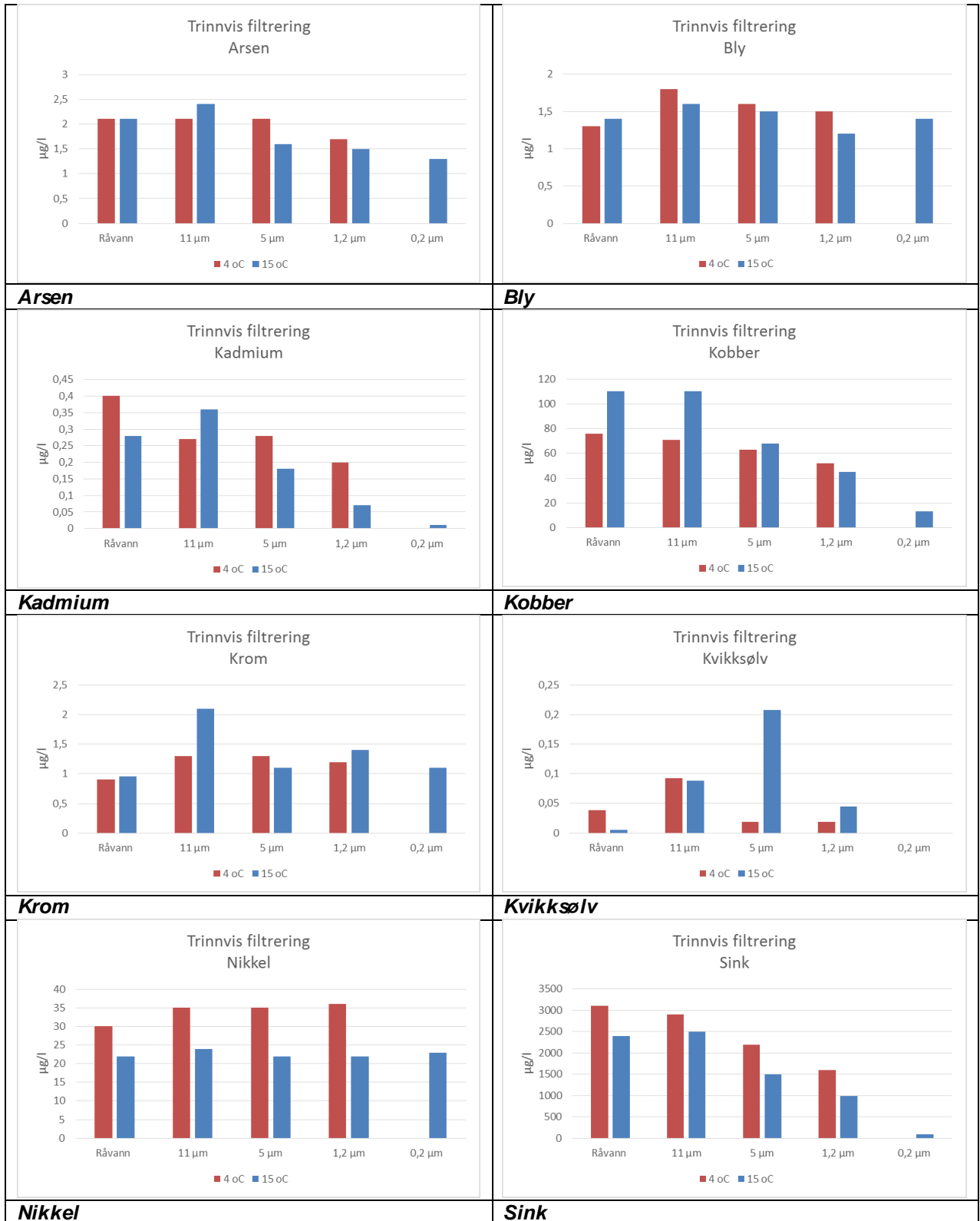
Filter	Turbiditet	TOC
µm	NTU	mg/l
11	95	127
5	56	112
1,2	30	109
0,2	0,41	107

Sekvensiell filtrering ble i tillegg til 15 °C-vann, også utført på 4 °C-vann. Kun tungmetallkonsentrasjonen er vist her, da trendene for turbiditet og DOC var ganske like som for 15 °C. Dessverre ble det filterbrudd i siste trinn (0,2 µm filter) under 4 °C forsøket, så data for dette trinnet mangler. Der er forskjeller i mengde tungmetaller i de to forsøkene (Tabell 34), og årsaken kan være at de to forsøkene inneholder litt ulike mikrobielle samfunn, slik at nedbrytningen blir forskjellig. Man vil aldri få helt like mikrobielle samfunn når utgangspunktet er inokulum fra naturlig miljø og ikke renkulturer.

I forhold til tungmetall fjerning er sekvensiell filtrering kun effektiv (Figur 72) for fjerning av kobber og sink. De andre tungmetallene har ingen klare trender. Det kan tyde på at disse metallpartiklene er for små til å fjernes med filtrering.

Tabell 34. Tungmetallkonsentrasjoner i vann fra anaerobe prøve inkubert ved 4 og 15 °C

Parameter	Innløp 4 °C	Innløp 15 °C
	µg/l	
Arsen (As)	2,1	2
Bly (Pb)	1,3	1,6
Kadmium (Cd)	0,4	0,29
Kobber (Cu)	76	65
Krom (Cr)	0,9	1,3
Kvikksølv (Hg)	0,038	0,006
Nikkel (Ni)	30	24
Sink (Zn)	3100	3200



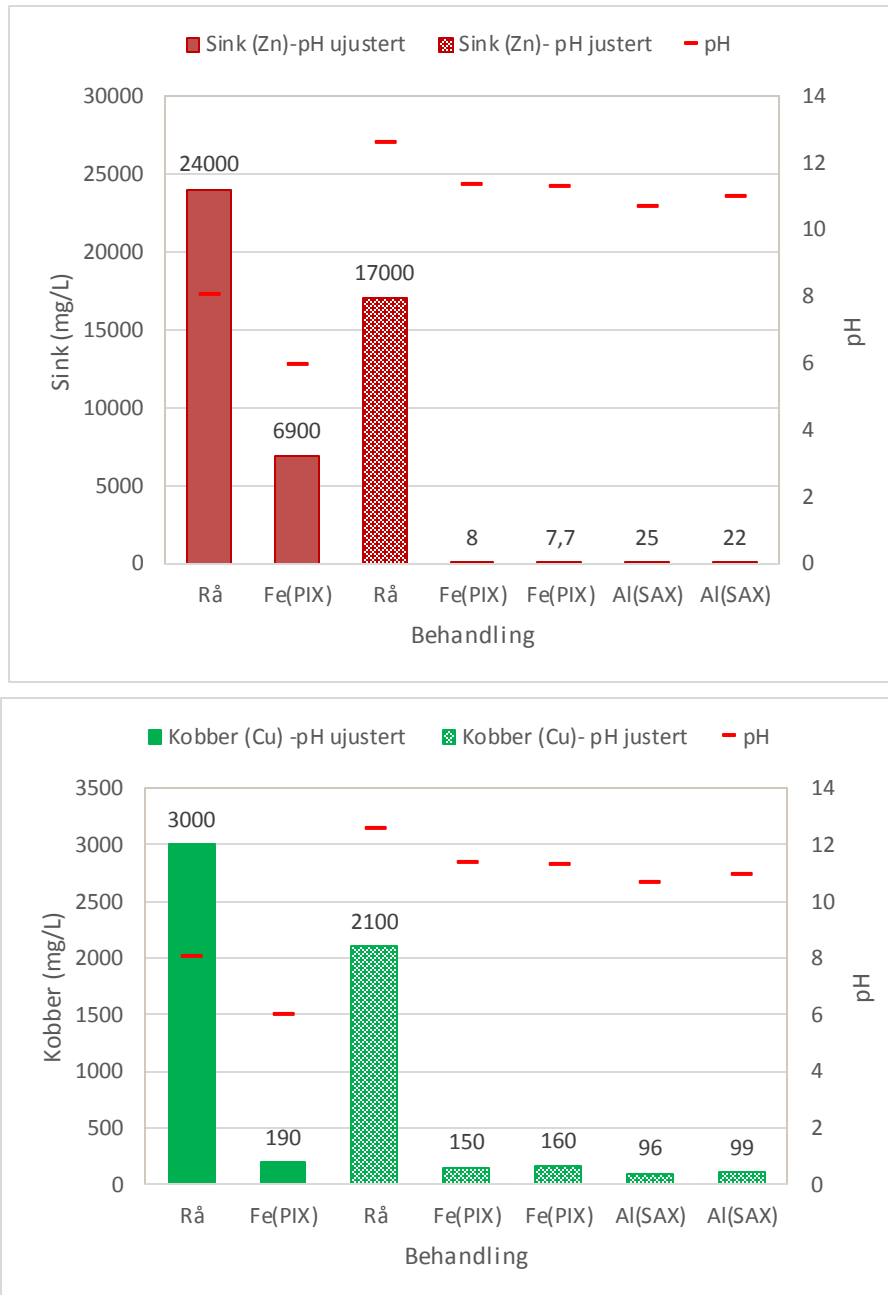
Figur 72. Tungmetallkonsentrasjoner ved sekvensiell filtrering av anaerobe prøver inkubert ved 4 og 15 °C Råvann = innløpsvann

5.2.5. Kjemisk felling

Råvann behandling

Råvann fra tunnelvaskevannsprøvene ble delt til to og halvparten ble brukt til tester uten pH justering, mens pH i resten av prøvene ble justert med 1M NaOH, til 12,6.

Både pH justert og ikke pH justert vann ble brukt i screening tester. De kjemikaliedosene som gav best suspendert stoff fjerning (turbiditet fjerning) ble brukt til å kjøre Jar test. Figur 73 viser sink og kobber i prøvene etter Jar test. Resultatene viser tydelig at kjemisk felling etter pH justering har meget bra effekt på både sink- og kobberfjerning.



Figur 73. Zn og kobber konsentrasjoner i råvann og etter felling med Fe, og Al i to pH områder.

Tabell 35 viser at også de andre tungmetallene fjernes effektivt etter behandlingen. Lav turbiditet viser god suspendert-stoff fjerning.

Tabell 35. Resultater fra råvannbehandling. Øvre del (lys lilla) er uten pH justering og nedre del (mørk lilla) er med høy pH (pH justert)

Fellings-kjemikalie	Dose (mgFe/Al/L)	pH	Turbiditet (NTU)	Al- mg/l	Fe- mg/l	Cu- µg/l	Zn- µg/l	As- µg/l	Pb- µg/l	Cd- µg/l	Cr- µg/l	Hg- µg/l	Ni- µg/l
Rå		8,1		380	550	3000	24000	55	390	3,2	700	0,383	520
Fe(PiX)	87	6	8,6		2,30	190	6900	1,0	0,53	1,3	1,9	< 0,005	58
Rå		12,6	215	250	360	2100	17000	37	250	2,0	460	0,341	350
Fe(PiX)	61	11,4	2,4		0,30	150	7,7	2,2	0,46	0,041	0,75	< 0,005	18
Fe(PiX)	70	11,3	3,1		0,31	160	7,7	2,5	0	0,021	0,81	< 0,005	18
Al(Na-Al)	175	10,7	7,5	140		96	25	2	0,43	0,035	< 0,50	< 0,005	26
Al(Na-Al)	210	11	16,4	180		99	22	2,4	0,41	0,049	< 0,50	< 0,005	25

Observasjoner viste tydelig endring på vannet med pH justering. Vannet ble grønnfarget ved økning av pH, hvilket indikerer utfelling av kobberhydroksid. Prøvene til fellingstesten ble tatt ut etter 30 minutter og vi antar at mesteparten av utfelt metall var sedimentert i løpet av 30 minutter.



Figur 74. Vannet ble grønt ved økning av pH.

Behandling etter 3 uker under semi-aerobe forhold (åpen tank)

Tunnelvaskevannet ble lagret i åpen tank i 3 uker ved 4 og 20 °C. Etter 3 uker så vannet ved de to temperaturene veldig ulikt ut. Figur 75 viser at vannet fra 4 °C er mye mørkere enn vannet ved 20 °C. Det antar at lavere mikrobiell aktivitet og lavere nedbryning gir mer suspenderte partikler i vannet ved 4 °C.

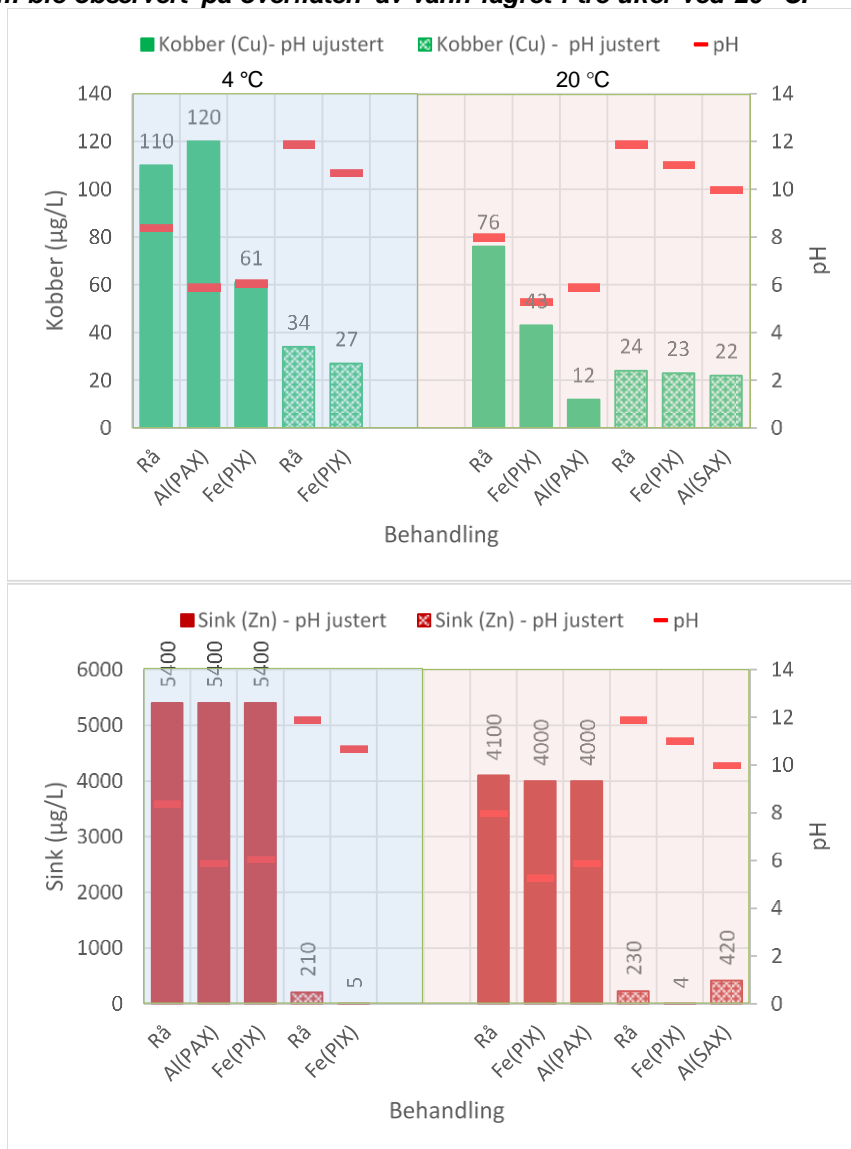


Figur 75. Vann lagret ved 20 °C var lysere enn det ved 4 °C.

Som Figur 76 viser, ble det observert en tynn film på overflaten av vannet ved 20 °C. Dette ble ikke observert i vannet ved 4 °C. Denne filmen kan være et resultat av høy mikrobiell aktivitet. Det kan også være oljeforbindelser i vannet. Det ble forsøkt å unngå denne filmen ved prøvetaking.



Figur 76. En film ble observert på overflaten av vann lagret i tre uker ved 20 °C.



Figur 77. Sink- og kobberkonsentrasjoner etter felling med Fe, og Al ved to pH verdier på vannet etter 3 uker. Blå del: vann lagret ved 4 °C Rød del: vann lagret ved 20 °C.

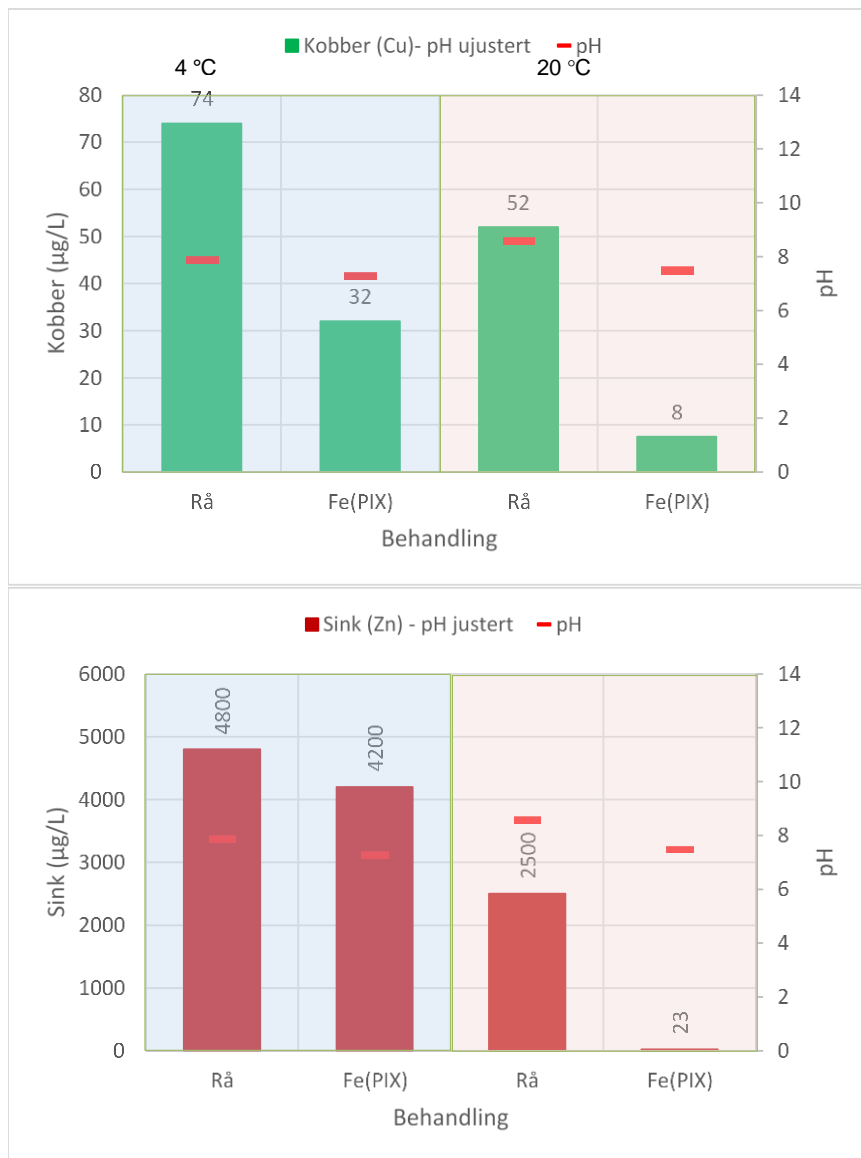
Tabell 36. Resultater fra semi-aerob vannbehandlingen etter 3 uker. Øvre del: vann lagret ved 4 °C og nedre del: vann lagret ved 20 °C. Lys lilla: ikke pH justert vann. Mørk lilla: pH justert vann.

Fellings-kjemikalie	Dose (mgFe/Al/L)	pH	Turbiditet (NTU)	Al- mg/L	Fe- mg/L	Cu- µg/L	Zn- µg/L	As- µg/L	Pb- µg/L	Cd- µg/L	Cr- µg/L	Hg- µg/L	Ni- µg/L
4 °C													
Innløp		8,4		1,40	2,80	110	5400	2,9	2,7	0,5	2,5	< 0,005	42
Al(PAX)	153	5,9	2,8	1,60		120	5400	1,1	0,94	0,63	< 0,50	< 0,005	40
Fe(PIX)	65	6,07	2,37		3,40	61	5400	1,4	0,31	0,54	< 0,50	< 0,005	57
Innløp		11,9		0,10	0,13	34	210	1,8	0,2	0,079	< 0,50	< 0,005	38
Fe(PIX)	65	10,7	0,73		0,31	27	5	1,4	< 0,20	0,013	< 0,50	< 0,005	35
20 °C													
Innløp		8		0,26	3,10	76	4100	3,6	0,89	0,25	1,1	< 0,005	43
Fe(PIX)	87	5,3	1,46		5,90	43	4000	1,3	< 0,20	0,15	< 0,50	< 0,005	60
Al(PAX)	122	5,9	0,78	2,10		12	4000	3	0,28	0,098	< 0,50	< 0,005	44
Innløp		11,9		0,02	0,13	24	230	1,5	0,31	0,12	< 0,50	< 0,005	22
Fe(PIX)	65	11,0 3	0,92		0,26	23	4	1,4	< 0,20	< 0,010	< 0,50	< 0,005	19
Al(Na-Al)	105	10	9,97	99,0		22	420	3,2	0,33	0,046	< 0,50	< 0,005	43

Behandling etter 5 uker under semi-aerobe forhold (åpen tank)

Tunnelvaskevann ble lagret i åpen tank i 5 uker ved 4 og 20 °C. Gjennom forsøkene etter 3 uker, ble det erfart at kjemisk felling med pH justert vann kunne oppnå miljømålene for Cu og Zn på 10 og 50 µg/l. Derfor ble det bestemt å fokusere videre på fjerning av tungmetaller uten pH justering.

Kjemisk felling med PIX dosering uten pH justering ble undersøkt. Figur 78 viser at sink- og kobberfjerning er best i vann lagret ved 20 °C. Sinkfjerning var dårligere i vannet som ble lagret i 4 grader.



Figur 78. Sink- og kobberkonsentrasjoner etter felling med Fe etter 5 uker. Blå del: vann lagret ved 4 °C Rød del: vann lagret ved 20 °C.

Tabell 37 viser at også de andre tungmetallene fjernes effektivt etter behandlingen. Lav turbiditet viser god suspendert-stoff fjerning. Der er også relativt lav jernrest konsentrasjon i prøvene. Det ble ikke målt tungmetaller i innløpsvannet før behandling.

Tabell 37. Resultater fra semi-aerob vannbehandlingen etter 5 uker. Lys lilla: vann lagret ved 4 °C og mørk lilla: vann lagret ved 20 °C.

Fellingskjemikalie	Dose (mg/L)	pH	Turbiditet (NTU)	Fe- mg/L	Cu- µg/L	Zn- µg/L	As- µg/L	Pb- µg/L	Cd- µg/L	Cr- µg/L	Hg- µg/L	Ni- µg/L
Innløp		7,9	212		74	4800						
Fe(PIX)	65	7,3	2,5	8,3	32	4200	< 0,8	< 0,8	0	< 2,0	0	98
Innløp		8,6	58		52	2500						
Fe(PIX)	65	7,5	1	3,3	8	23	< 0,8	< 0,8	<0,04	< 2,0	0,2	34

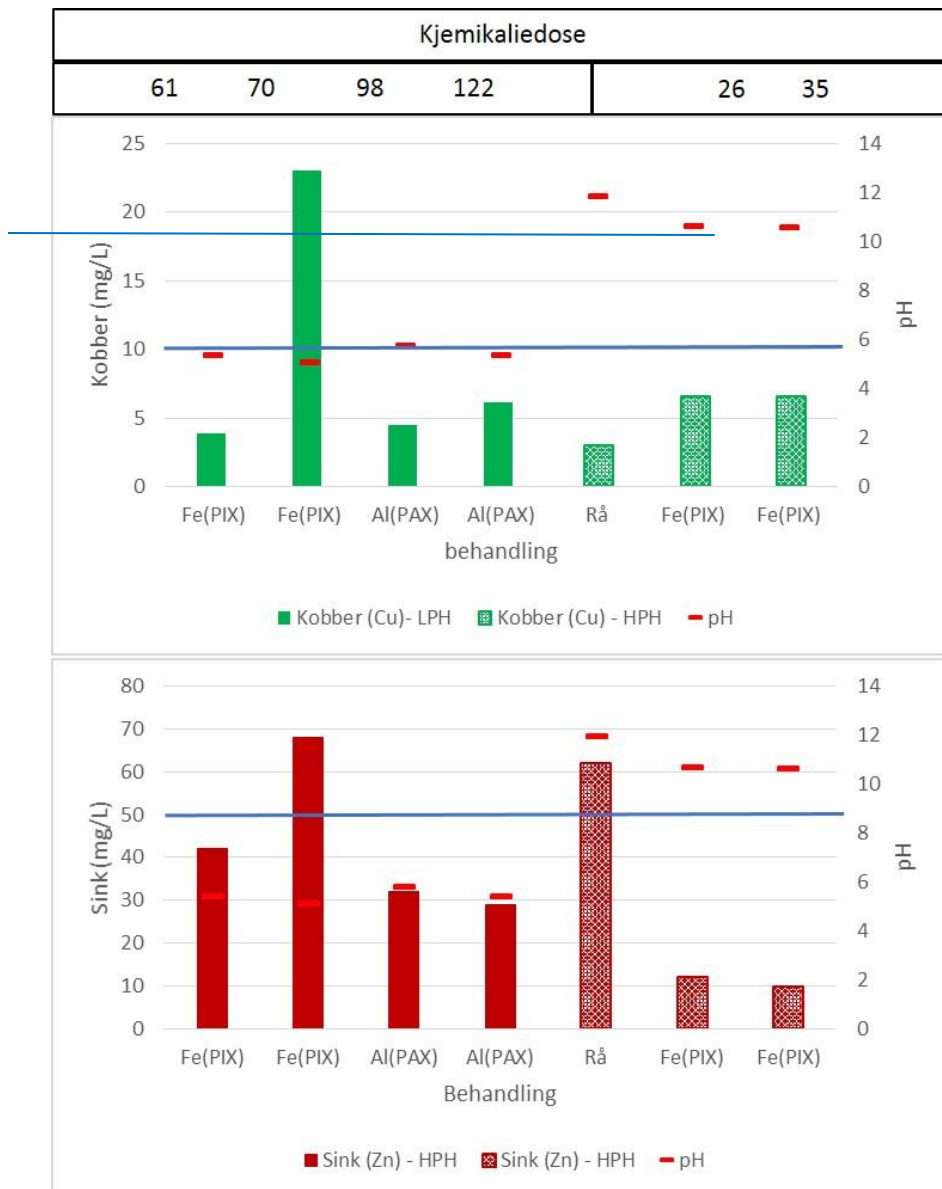
Behandling etter 3 uker under anaerobe forhold (lukket tank)

Tunnelvaskevann lagret i lukket tank i 3 uker ved 15 °C ble benyttet til fellingsforsøk. I forsøkene ble PIX og PAX benyttet som behandlingskjemikalier. Siden det var begrenset mengde av vann (vannet ble fordelt mellom fellings- og filtreringsforsøk), og det allerede var observert dårlige ytelse med to andre kjemikalier (i testene med råvann og semi-aerobt vann), ble det bestemt å kun benytte PIX og PAX til disse forsøkene.

Både PAX og PIX ble testet først med vann uten pH justering. I screening tester, viste både aluminium og jern god turbiditetsfjerning, og det ble derfor valgt to PAX doser (98 og 122 mg/L) og to PIX doser (61 og 70 mg/L) for Jar testing uten pH-justering.

Felling med både PIX og PAX ga like god turbiditetsfjerning (Tabell 38). Siden nødvendig dose for PAX var høyere enn nødvendig dose for PIX, ble det besluttet å kjøre PIX med pH justert vann (26 og 35 mg/l).

Figur 79 viser sink- og kobberfjerning fra Jar tester. Med unntak av en PIX dose, oppnådde alle testen miljømålet for sink -og kobberfjerning. Det antas at den høyeste dosen (70mg Fe/l) enten var en overdosering eller forsøksfeil.



Figur 79. Zn og kobber mengder etter felling med og uten pH justering i vannet etter 5 uker. LPH = pH ujustert; HPH = pH justert

De pH justerte prøvene viste meget god fjerning av både sink og kobber. Men det er tydelig at man ikke trenger pH justering for å fjerne tungmetaller etter anaerob behandling av vannet.

Tabell 38 viser pH, turbiditet og andre tungmetallkonsentrasjoner målt i prøvene etter fellingsforsøkene. Tabellen viser at de andre tungmetallene fjernes effektivt etter behandlingen. Lav turbiditet viser god suspendert-stoff fjerning. Der var også lave jern- og aluminiumrest konsentrasjoner i prøvene. Tilsats av PIX ved høy pH verdi reduserte Zn fra 62 til 10-12 µg/l, mens det ikke hadde noen effekt på Cu innholdet.

Tabell 38. Resultater fra fellingsforsøk med anaerob behandling av tunnelvaskevann i 3 uker ved 15 °C. Lyselilla er resultater av tester uten pH justering og mørkelilla av tester med pH justert vann (høy pH).

Fellingskjemikalie	Dose (mg/l)	pH	Turb (NTU)	Al- mg/l	Fe- mg/L	Cu- µg/l	Zn- µg/l	As- µg/l	Pb- µg/l	Cd- µg/l	Cr- µg/l	Hg- µg/l	Ni- µg/l
Innløp						65	3200	2,0	1,6	0,29	1,3	0,006	24
Fe(PIX)	61	5,4	2,5		7,00	3,9	42	0,94	< 0,20	< 0,01	0,57	< 0,005	40
Fe(PIX)	70	5,1	1,58		6,90	23	68	0,90	0,22	< 0,01	< 0,50	< 0,005	43
Al(PAX)	98	5,79	2,17	2,20		4,5	32	0,69	< 0,20	< 0,01	< 0,50	< 0,005	26
Al(PAX)	122	5,39	1,15	2,60		6,1	29	0,58	< 0,20	< 0,01	< 0,50	< 0,005	26
Innløp	0	11,9		0,01	0,03	3	62	0,78	< 0,20	0,01	< 0,50	< 0,005	17
Fe(PIX)	26	10,65	0,4		0,14	6,6	12	1,1	< 0,20	< 0,01	< 0,50	< 0,005	20
Fe(PIX)	35	10,63	1,05		0,10	6,6	10	0,69	< 0,20	< 0,01	< 0,50	< 0,005	21

5.2.6. Økotoksikologi

Det ble gjennomført økotoksikologiske (bakterier, alge og krepsdyr) tester på tunnelvaskevann etter ulike typer behandling, og det ble gjennomført bakterietest på vaskekjemikaliene. I tillegg ble det gjennomført en litteraturgjennomgang for å fremskaffe tilgjengelige toksisitetsdata fra de ulike komponentene (stoffene) i det viktigste av kjemikaliene (veggvaskemiddelet). Økotoksikologiske data for tungmetallene, fellingskjemikaliene og de aromatiske (PAH) og alifatiske hydrokarbonene (THC eller olje) ble også hentet fram. Denne informasjonen ble benyttet for å kontrollere målt toksisitet med teoretisk beregnet toksisitet. Beregninger forutsetter at man har en additiv toksisitet, dvs. at hvert stoff bidrar til å øke toksisiteten i forhold til den mengden stoff vi har. Normalt vil stoffer oppføre seg på den måten.

Vaskekjemikalie: TK 601 Clean Autovask m/voks.

Tabell 39 viser sammensetningen av vaskemiddelet i henhold til beskrivelsen i databladet.

Tabell 40 viser innhentet økotoksikologisk informasjon for de ulike stoffene i vaskemiddelet. Informasjonen er innhentet fra ECHA (EC database og inkluderer kategori 1 og 2 informasjon (reliability 1 – reliable without restriction and 2 – reliable with restrictions). PNEC_{aqua} som er oppgitt i

Tabell 40 er beregnet på bakgrunn av tilgjengelig informasjon for de ulike stoffene. Standard metodikk som benyttes i EC's TGD (Technical Guidance Document) er benyttet. Denne baserer seg på å benytte de laveste målte toksisitetsverdiene som er dokumentert i ECHA (uthevet i

Tabell 40) samt en sikkerhetsverdi (avhengig av antall toksisitetsdata tilgjengelig).

Tabell 39. Informasjon om sammensetningen av TK 601 innhentet fra databladet.

Komponent navn	Merkepliktig stoff	Klassifisering	Innhold
Trinatriumnitrilotriacetat (NTA-NA3)	CAS-nr.: 5064-31-3 EC-nr.: 225-768-6	Xn; R22, R36	5 - 10 %
Natriumkarbonat	CAS-nr.: 497-19-8 EC-nr.: 207-838-8	Xi; R36	1 - 5 %
2(2butoxyetoxy)etanol	CAS-nr.: 112-34-5 EC-nr.: 203-961-6	Xi; R36	1 - 5 %
Fettalkohol C12-C14 +1-10 mol EO	CAS-nr.: 68439-50-9	Xn, N; R22, R41, R50	1 - 5 %
Alkohol, C9-C11 pareth 8	CAS-nr.: 68439-46-3	Xn; R22, R38, R41	1 - 5 %

Tabell 40. Innhentet økotoksikologisk informasjon for stoffene i TK 601 fra ECHA databasen .

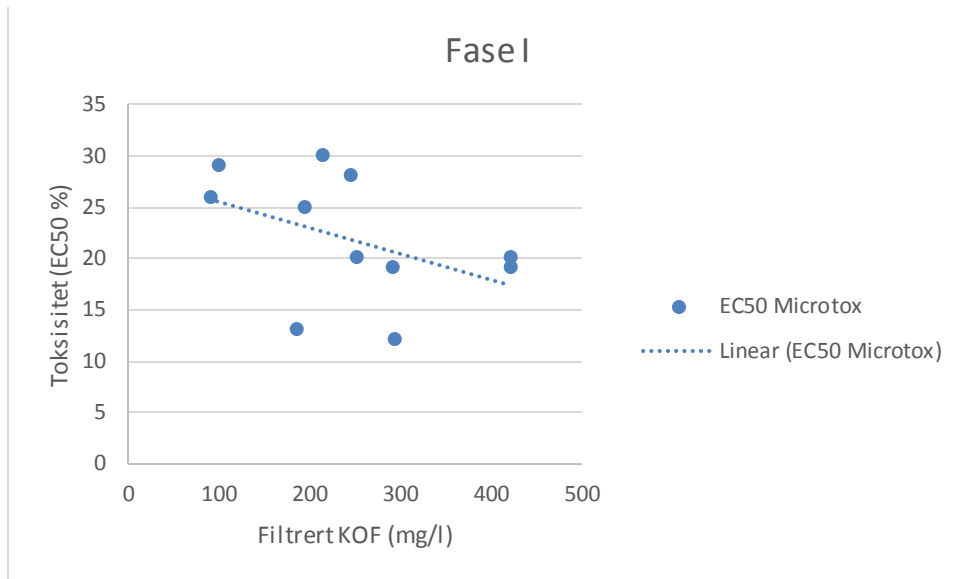
Kjemisk forbindelse	PNEC _{aqua}	Fisk	Krepsdyr	Alge	Bakterier
	mg/l	LC ₅₀ mg/l	LC ₅₀ mg/l	EC ₅₀ mg/l	EC ₅₀ mg/l
Trinatriumnitrilotriacetat (NTA-NA3)	0.93	103-127	80-560	1,56-22,8	>200
Natriumkarbonat		300-560	200-227	n.d.	n.d.
2(2butoxyetoxy)etanol	1,1	1300-2780	2850 -4950	1101	73- 255*
Fettalkohol C12-C14 +1-10 mol EO	0.0437	0,876-9,3	0,39-2,49	0,1341 >2	> 2000
Alkohol, C9-11, ethoxylated	0.10379	5,7	2,5-9,9	1,4	>10- 140

* Toxicity threshold- toksisitetets terskel (TT)

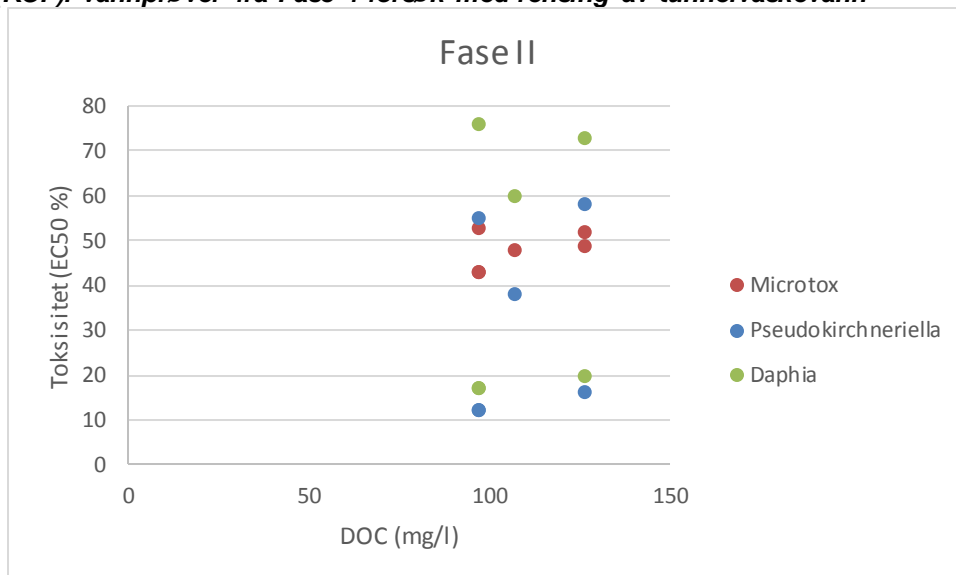
Hvis vi forutsetter additiv effekt av komponentene og at alle de komponentene som har noen toksisk effekt er oppgitt i databladet, vil beregnet LC₅₀ for vaskemiddelet TK 601 være ca. 2,2-9,0 mg/l. Målt toksisitet av TK 601 med Microtox: (EC₅₀) var 202 mg/l. Det vil si at TK 601 er mye mindre giftig enn forventet. Men fra ECHA data forventer vi at alger eller krepsdyr vil være mer følsomme for kjemikaliet enn Microtox. Databladet oppgir dessuten sammensetningen som et område slik at de toksiske komponentene kan være tilstede i lavere konsentrasjoner enn vi har benyttet i våre beregninger. Vi har benyttet konservative beregninger mht. mengde og testdata.

Forhold DOC og giftighet:

Vi har analysert mengden løst organisk stoff (DOC) i prøvene våre og i kjemikaliet. Hvis vi antar at mesteparten av karboninnholdet (C) i vaskemiddelet har samme giftighet, ville vi forvente at når karboninnholdet i prøvene reduseres vil toksisiteten reduseres. En høy EC₅₀ tilsvarer en lav giftighet. Derfor forventer vi at EC₅₀ øker når løst organisk karbon går opp. I Fase I er dette målt som filtrert KOF (Kjemisk Oksygen Forbruk) og i Fase II som løst organisk stoff (DOC). Denne effekten observeres marginalt i Fase I av gjennomførte forsøk, men ikke i Fase II, se Figur 80 og Figur 81. Dette skyldes at i mange av prøvene er det andre stoffer enn vaskemiddelet som dominerer toksisiteten, eksempelvis tungmetaller, høy pH, sulfid, restkonsentrasjoner av fellingskjemikalie. I Fase II fjerner renseprosessen bare 15-36 % av DOC og forhold mellom organisk karbon og toksisitet er derfor vanskelig å påvise. Rensingen fjerner i liten grad vaskemidlet.



Figur 80. Toksistitet (målt med Microtox) som funksjon av målt filtrert kjemisk oksygenforbruk (KOF) i vannprøver fra Fase 1 forsøk med rensing av tunnelvaskevann



Figur 81. Toksistitet (alger, krepsdyr og bakterier) som funksjon av løst organisk stoff (DOC) i tunnelvaskevannsprøver etter ulike typer vannbehandling.

Metaller og miljøgifter PNEC og L(E)C₅₀

Det er benyttet L(E)C₅₀- og PNEC-verdier fra Miljødirektoratet (Weideborg *et al.*, 2012) for ferskvann. Ingen EQS (Environmental Quality Standard) verdi var tilgjengelig i Norge så verdier foreslått av UK Environment Agency er brukt (Crane *et Al.*, 2007, Johnson *et Al.*, 2007). For PAH er PNEC og L(E)C₅₀ beregnet som 12 ganger tilsvarende verdiene for Benzo(a)pyren (mest konservativ betraktning). Det er vanskelig å finne gode verdier for toksisitet av hydrokarboner. De fleste tester er gjort på oljefraksjoner som inneholder både alifatiske og aromatiske hydrokarboner og ikke på individuelle komponenter. OSPARs (2012) foreslåtte PNEC verdier for sjøvann brukes da det er lite sannsynlig at hydrokarbon skal ha forskjellige toksisitetsverdier i ferskvann og sjøvann. Tabell 41 viser bakgrunnsdata i uforurenset resipient og L(E)C₅₀- og PNEC-verdier fra Miljødirektoratet (Weideborg *et al.*, 2012) for ferskvann for de aktuelle stoffene.

Tabell 41. Toksisitetsdata benyttet fra litteraturen for å vurdere toksisitet av ulike vannkvaliteter.

Stoff	Bakgrunnsdata µg/l	L(E)C 50 µg/l	PNEC µg/l
Kadmium bløtt vann	0,03	4,5	0,08
Nikkel	0,5	67	1,7
Kvikksølv	0,001	0,7	0,05
Bly	0,05	57	1,3
Sink	1,5	60	11
Kobber	0,3	78	7,8
Arsen	0,15	85	4,8
Krom-tot	0,2	360	3,4
Jern		410	16
Aluminium		51	0,05
PAH		32	0.264
Naftalen *	LOD 0,01	650	2
Acenaftalen	LOD 0,01	330	1,3
Acenaften	LOD 0,01	580	3,8
Fluoren	LOD 0,01	510	2,5
Fenantren	LOD 0,01	51	1,3
Antracen *	LOD 0,01	1	0,1
Fluoranten *	LOD 0,01	0,6	0,12
Pyren	LOD 0,01	0,046	0,023
Benzo(a)antracen	LOD 0,01	1,8	0,012
Krysen	LOD 0,01	0,7	0,07
Benzo(b)fluoranten *	LOD 0,01	1,7	0,017
Benzo(k)fluoranten *	LOD 0,01	1,7	0,017
Benzo(a)pyren *	LOD 0,01	2,7	0,022
Ideno(1,2,3-cd)pyren *	LOD 0,002	0,27	0,00027
Dibenzo(ah)antracen	LOD 0,01	1,8	0,001
Benzo(g,h,i)perylene *	LOD 0,002	0,2	0,008
Alifatiske hydrokarboner		1000	70

TU beregning for råvann

En teoretisk beregning av akutt giftighet av rensert vann er gjennomført iht. Klifs veileder for økotoksikologisk undersøkelse av industriavløp (SFT, 2000). Dette er gjort for å kunne sammenligne resultatene fra toksisitetstestene som er gjennomført med den teoretiske L(E)C₅₀ for den aktuelle vannkvaliteten, beregnet ut fra kjemisk karakteristikk av utslippsvannet. Metodikken forutsetter at man vil ha additiv toksisk effekt av de ulike stoffene. Toksiske enheter for hvert stoff i blandingen (TU_{bland}) blir summert.

Resultatet av teoretisk beregnet toksisitet basert på målt sammensetning og kjent toksisitet av målte forurensinger i vannkvaliteten er sammenlignet med målt toksisiteten på det samme vannet. TU = målt konsentrasjon dividert med litteraturverdi for laveste L(E)C₅₀ verdi. TU beregnes basert på akutt toksisitet fordi det er dette man også har målt med toksisitetmålingen av tunnelvaskevannet. Akutt toksisitet (% vann i resipienten) blir da: 100/TU_{bland} (vol %). Resultatet av den teoretiske beregningen er sammenlignet med målinger foretatt på vannet med følgende organismer:

- Mikroorganismer (Microtox)
- Alger (Pseudokirchneriella)
- Krepsdyr i vannfasen (Daphnia)

I følge Naturvårdsverket (1996) regnes et industriavløpsvann for å være «lite toksisk» når man kan eksponere organismer til 70 % av vannet uten at man oppnår 50 % dødelighet, mens det regnes for å være «mye toksisk» hvis 50 % av organismene dør når de eksponeres til 10 % av utslippsvannet. I forhold til denne definisjonen, er utslippsvannet fra tunnelvaskevann lite til

medium toksisk når man bare tar hensyn til målt toksisitet. Dersom resipienten har svært lav vannføring sammenlignet med hva som slippes ut per tidsenhet, vil man likevel kunne oppleve at vannet er toksisk til organismene som lever i resipienten.

Tabell 42 viser en oversikt over målte konsentrasjoner av tungmetaller, PAH og hydrokarboner i Fase 1 og 2, teoretisk beregnet L(E)C₅₀ og beregnet TU for de miljøgiftene som er funnet i ubehandlet tunnelvaskevann. Resultatet er også fremstilt grafisk i Figur 82.

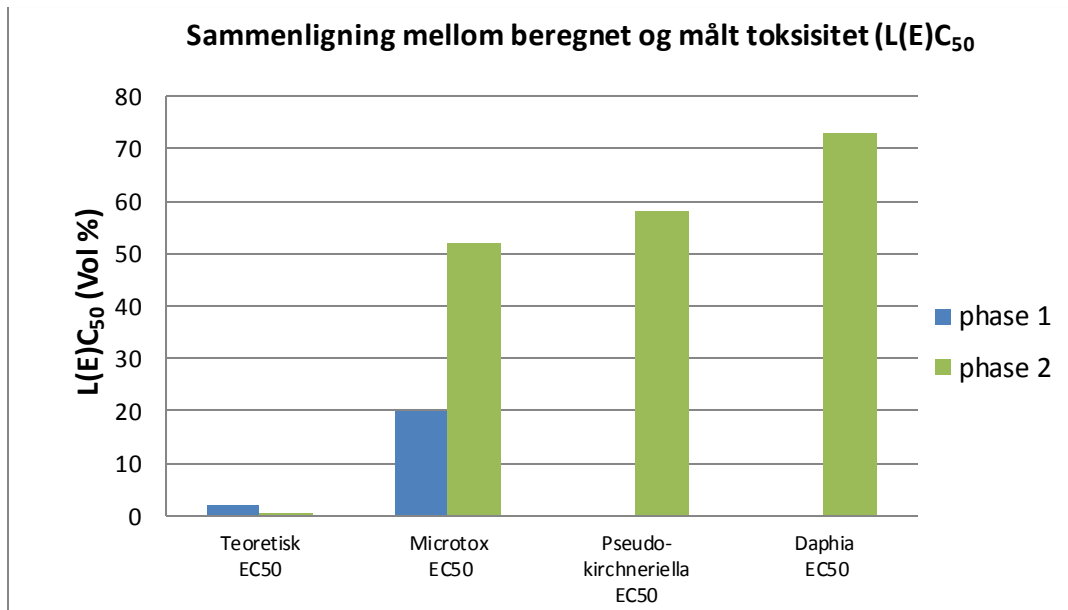
Resultatet viser at teoretisk beregnet EC₅₀ << målte EC₅₀. Basert på målte konsentrasjoner forventes vesentlig mer toksisk vann enn det man måler.

En av de viktigste årsakene til den store forskjellen er at målte konsentrasjoner er totalkonsentrasjoner (ufiltrerte prøver), mens alle toksisitetmålinger som ligger til grunn er utført på filtrerte prøver (ihht. prosedyren for toksisitetstestene). Det er i hovedsak tungmetaller særlig sink og kopper samt jern og aluminium i Fase 2 som gir vesentlig utslag på beregnet TU. Filtrerte konsentrasjoner var < 1/10 av totalkonsentrasjonene, men selv om filtrerte analyseverdier hadde blitt benyttet til beregningene ville det ha vært en signifikant forskjell. Det er kjent at tungmetaller kan forekomme i mange forskjellige kjemiske former og biotilgjengelighet og giftighet vil variere sterk mellom de forskjellige former. Tungmetaller er mest giftig i ioneform som Cu²⁺, Zn²⁺ etc. Kompleksbinding til vaskemidlet eller hydroksidform kan gi mindre toksisk form. EC₅₀ hentet fra ECHA er for de meste følsomme organismene og den gifteste formen av metallet.

Tabell 42. Målt konsentrasjon i Fase 1 og 2, beregnet toksisitet (L(E)C₅₀ og toksisitetseenhet (TU) for de ulike stoffene som er målt i ubehandlet tunnelvaskevann. Sammenligning mellom teoretisk beregnet og målt toksisitet på blandingen. Uthevede TU verdier er de stoffene som bidrar mest til teoretisk beregnede TU verdier og de verdiene som benyttes fra måling av toksisitet på vannet

Stoffer/parametre	Konsentrasjon		L(E)C ₅₀ (µg/l)	TU	
	Fase 1	Fase 2		Fase 1	Fase 2
PAH (µg/l)	5	120	32	0.2	3.8
Hydrokarboner (µg/l)	3200	27000	1000	3.2	27
Zn-t (µg/l)	2400	44000	60	40	733
Cu-t (µg/l)	350	4400	78	4.5	56
Al (µg/l)		150000	51	-	2941
Fe (µg/l)		98000	410	-	239
As (µg/l)	3.9	84	85	0.05	1.0
Cd (µg/l)	0.4	55.7	4.5	0.09	12
Cr (µg/l)	44	1100	360	0.12	3.1
Hg (µg/l)	0.018	0.273	0.7	0.03	0.39
Pb (µg/l)	21	500	57	0.37	8.8
Ni (µg/l)	33	660	67	0.49	9.9
Sum TU _{blanding}				49.	4036 (856*)
100/TU (vol%) beregnet:	2.0	0.02 (0.12*)			
Microtox målt toksisitet (%)	20	52		5	1,9
Pseudokirchneriella målt toksisitet (%)		58			1,7
Daphnia målt toksisitet (%)		73			1,4

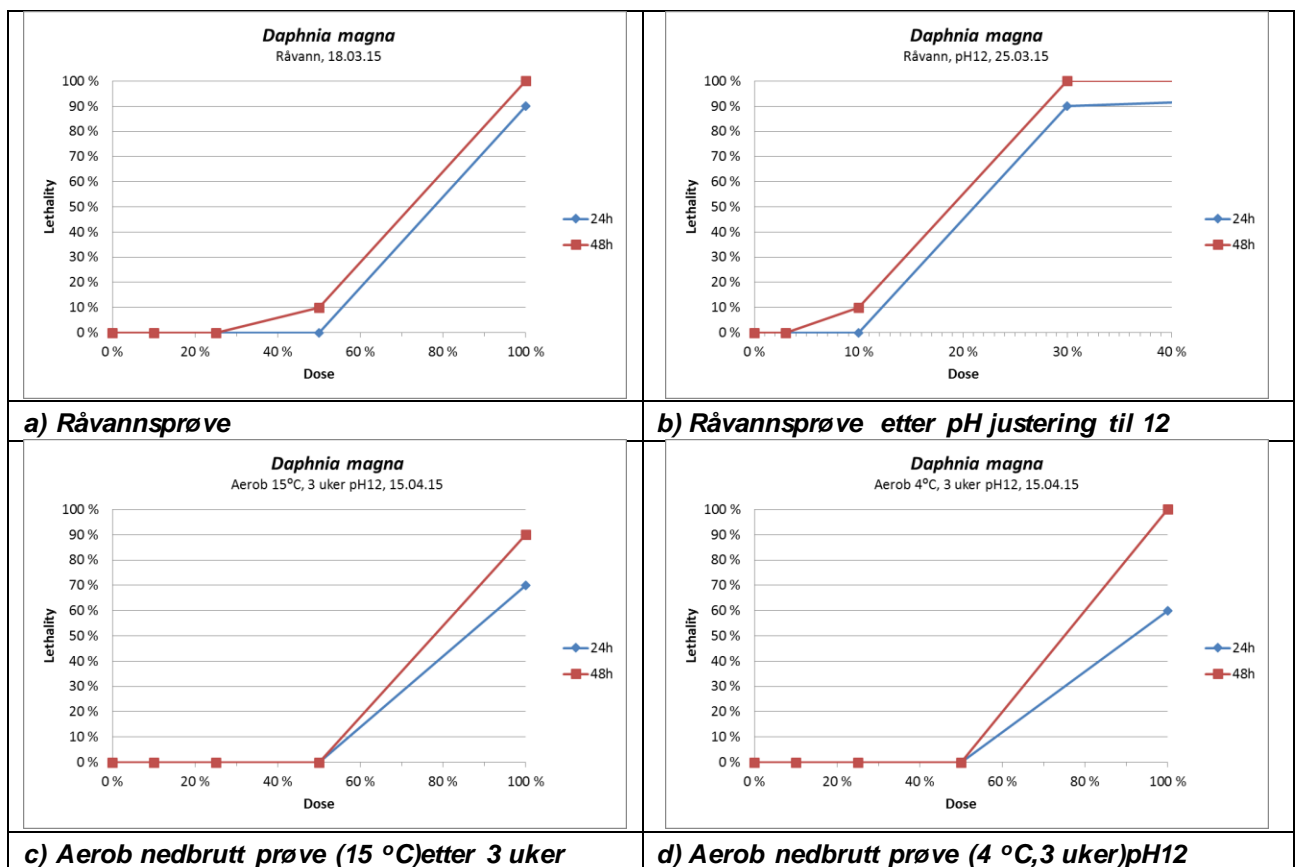
* Ikke inkludert målte konsentrasjoner av Fe og Al

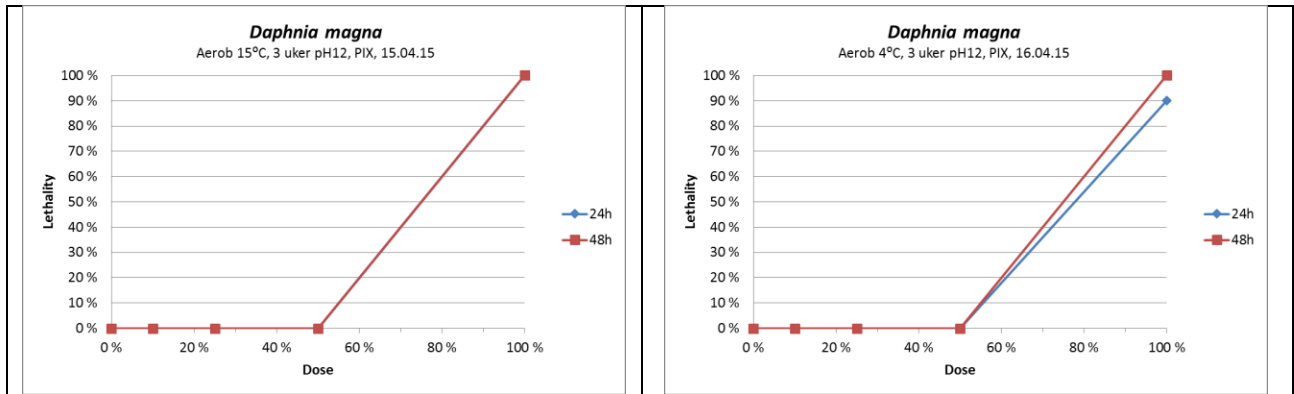


Figur 82. Sammenligning mellom målt og beregnet toksisitet (vol %) på tunnelvaskevann.

Effekt av rensing på målt toksisitet (Fase 2) i vannet

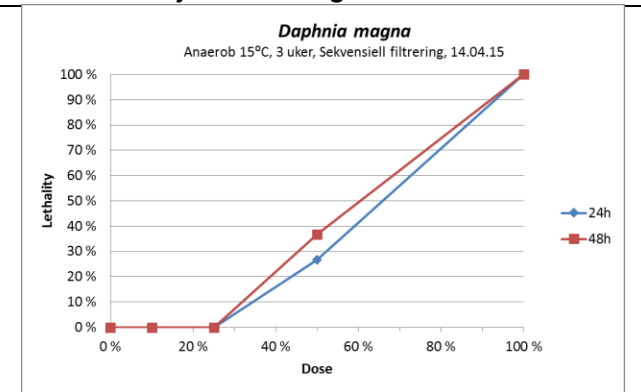
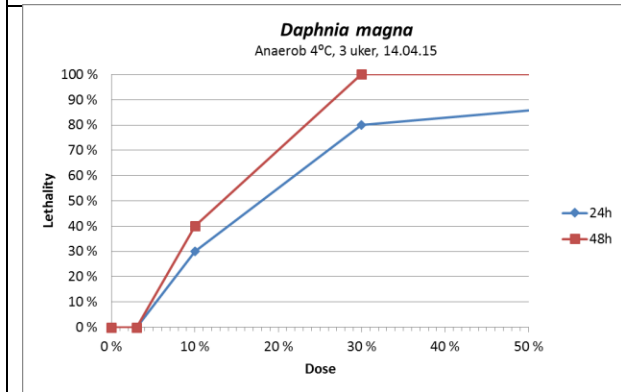
Figur 83 og Figur 84 viser målte toksisitetsdata med hhv. krepsdyr (*Daphnia magna*) og alger (*Pseudokirchneriella subcapita*) på utvalgte prøver i Fase 2.





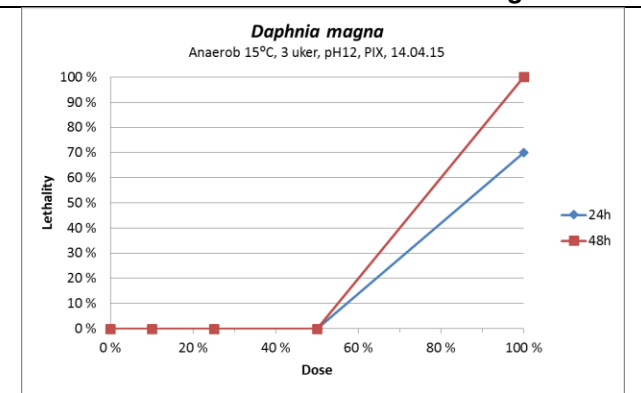
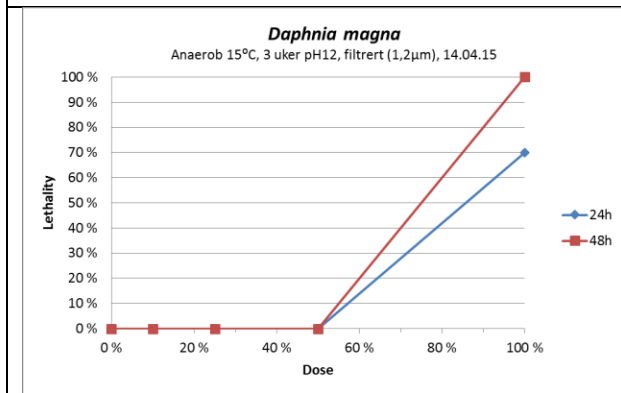
e) Aerob nedbrutt prøve (15 °C) pH justert til 12 etter 3 uker

f) Aerob nedbrutt prøve (4 °C) pH justert til 12 og renset med kjemisk felling med PIX etter 3 uker



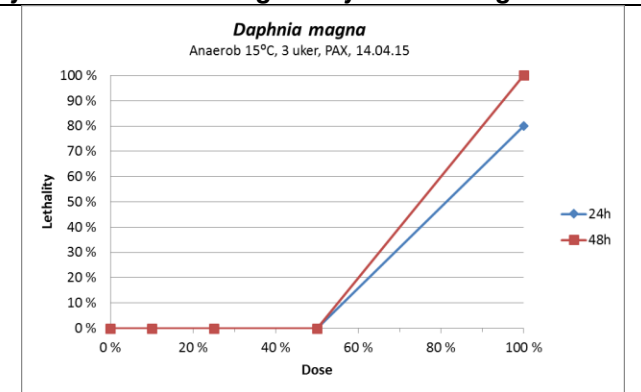
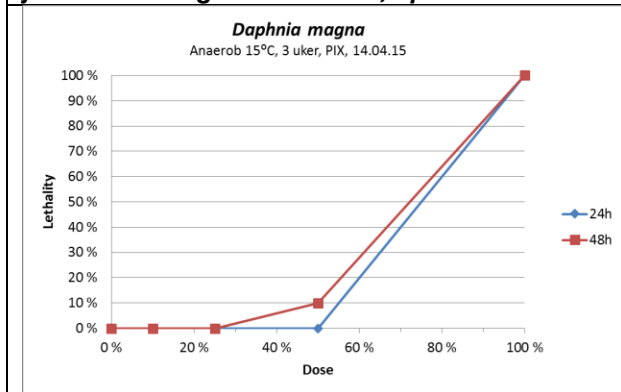
g) Anaerob nedbrutt prøve (4 °C, 3 uker).

h) Anaerob nedbrutt prøve (15 °C, 3 uker), deretter renset med sekvensiell filtrering.



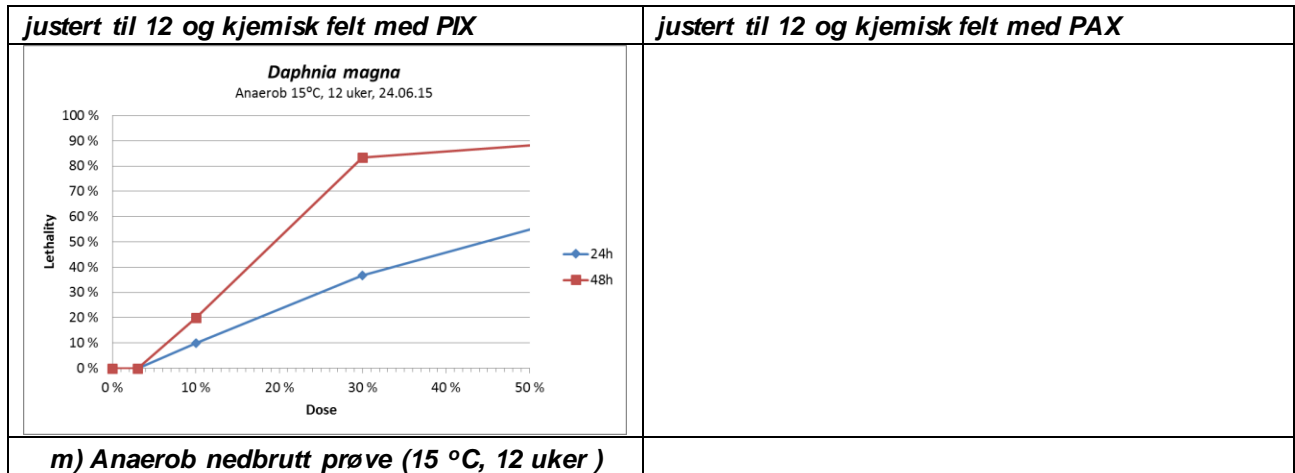
i) Anaerob nedbrutt prøve (15 °C, 3 uker) pH justert til 12 og filtrert med 1,2 µm.

j) Anaerob nedbrutt prøve (15 °C, 3 uker) pH justert til 12 etterfulgt av kjemisk felling med PIX

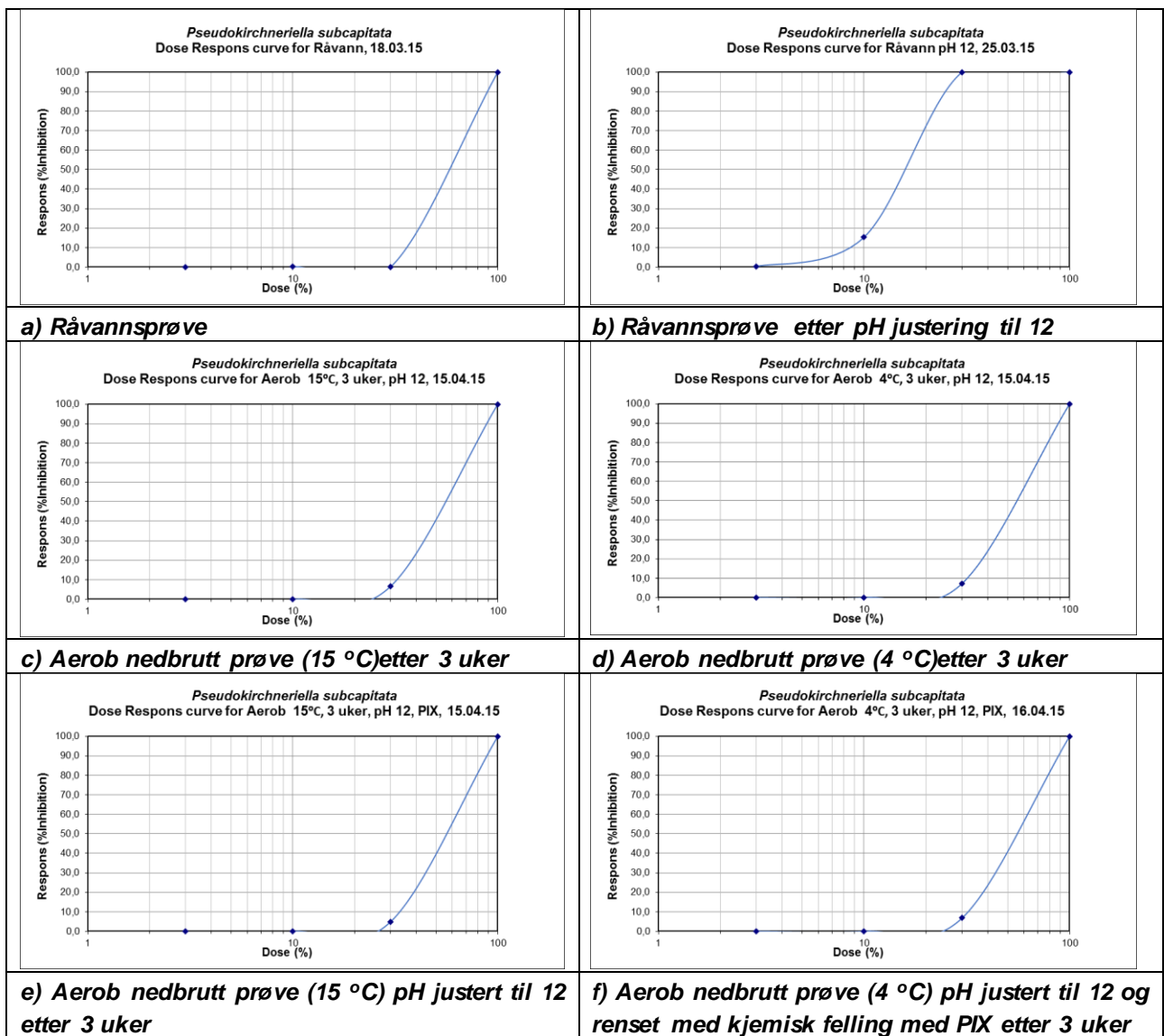


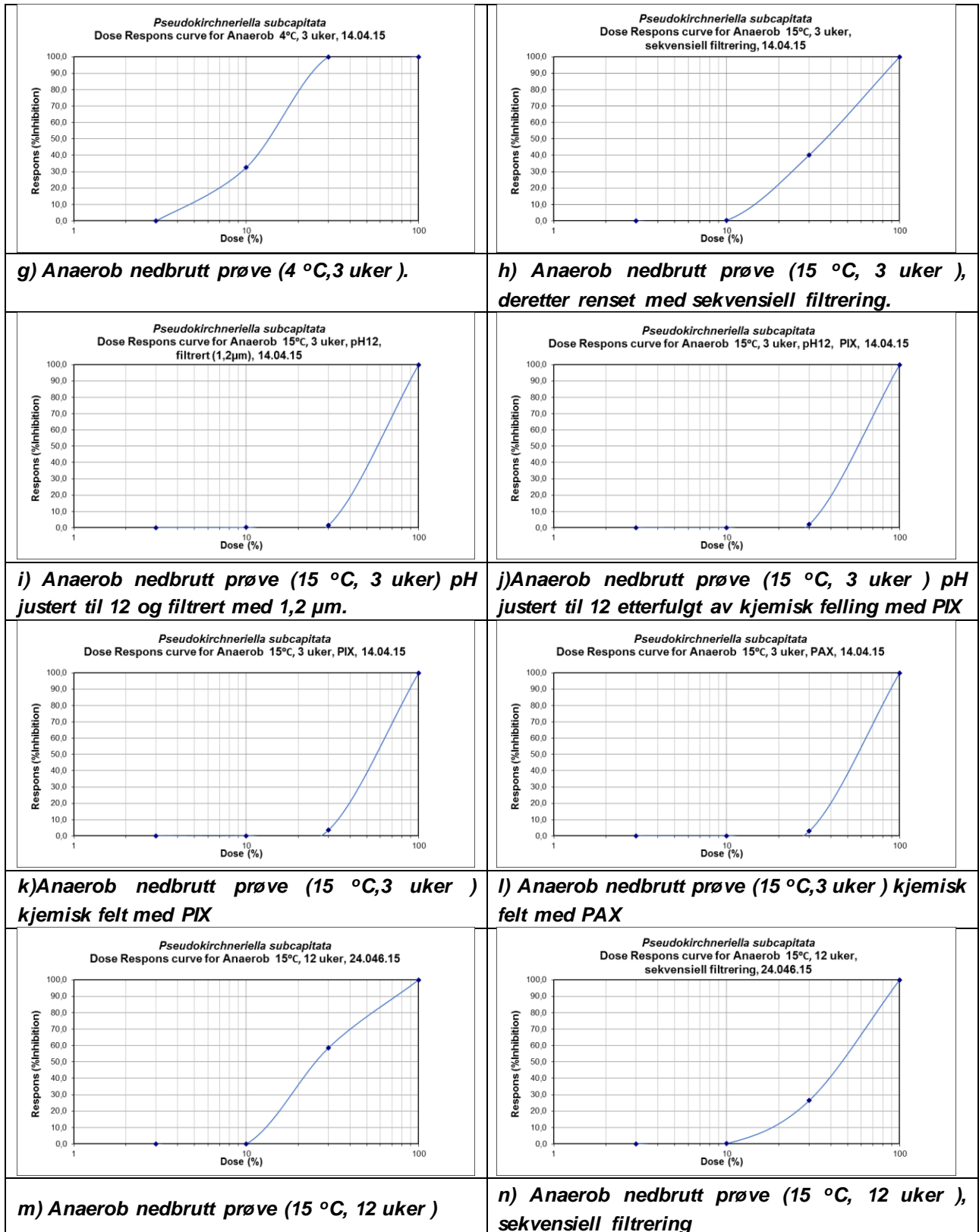
k) Anaerob nedbrutt prøve (15 °C, 3 uker) pH

l) Anaerob nedbrutt prøve (15 °C, 3 uker) pH



Figur 83. Toksisitet på krepsdyr (*Daphnia magna*) målt på ulike vannkvaliteter.





Figur 84. Toksisitet på alger (*Pseudokirchneriella subcapitata*) målt på ulike vannkvaliteter.

Sammenlignet med råvann er EC₅₀ til ulike vannkvaliteter etter rensing mindre eller lik EC₅₀ for råvann. Det vil si vannet er like eller mer toksisk etter vannbehandling. Økning i toksisitet kan skyldes:

- Anaerobe forhold resulterer i sulfid som er giftig for alle organismer.
- Høy pH
- Endring av metallenes tilstand
- Restmetaller fra fellingskjemikalier.

Toksisitetsresultatene er oppsummert i Tabell 43 oppgitt i %. Lavere verdier (%) betyr høyere toksisitet. Råvannet har toksisitet på ca. 50 % eller en $TU=100/50= 2$. Alle tre testorganismer gir samme resultat.

Høyere toksisitet (lavere EC_{50}) ser vi i alle prøver etter anaerobe forhold, unntatt etter filtrering med 1,2 og 0,2 μm filter og ved kjemisk felling med justert eller ikke justert pH. Dette tyder på at man først her er blitt kvitt de minste sulfid partiklene. Det antas at tilstedeværelse av små sulfidpartikler kan være årsaken. Resultatene viser at kjemisk felling av de semi-aerobe prøver i liten grad påvirker toksisiteten, mens kjemisk felling av råvannet øker toksisiteten.

Rensing har liten effekt på toksisiteten.

Tabell 43. Oppsummering målte toksisitetsresultater på urensset og rensset vann i Fase 2.

Vannkvalitet	Kjemikalie/ Dose (mg/l)	Toksisitetsresultat (L(E)C50 (%))		
		Microtox	Pseudokirch	Daphnia
Råvann filtrert (1,2 μm)		52	58	73
Anaerob nedbrytning og filtrering				
3 uker/15°C		43	12	17
3 uker/15°C Sekvensiell filtrering (0,2 μm)		48	38	60
3 uker/4°C		43	12	17
12 uker/4°C		8.2	26	19
12 uker/4°C Sekvensiell filtrering (0,2 μm)		52	47	57
Anaerob nedbrytning, pH justering og filtrering				
pH justert (pH=11)/filtrert 1,2 μm		49	58	57
Kjemisk felling av råvann				
Råvann justert pH (høy pH)		49	16	20
Kjemisk felling etter 3 uker under semi-aerobe forhold				
3 uker/justert pH/4°C		53	55	76
Kjem fell/ 3 uker/justert pH/4°C	PIX (Fe) / 65	50	54	75
3 uker/justert pH/15°C		43	56	83
Kjem fell/ 3 uker/justert pH/15°C	PIX (Fe) / 65	47	56	76
Kjemisk felling av anaerobt vann (etter 3 uker)				
Kjem fell/ 3 uker/15°C	PIX (Fe) / 61	51	57	73
Kjem fell/ 3 uker/15°C	PAX (Al) / 98	45	58	76
Kjem fell/ 3 uker /justert pH/15°C	PIX (Fe) / 26	47	58	57

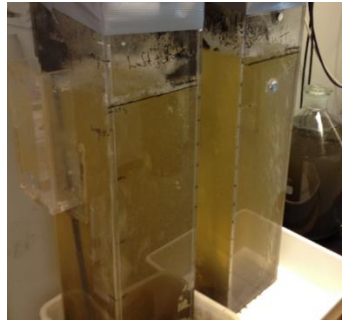
5.2.7. Slammengder

Slammengder (vol) er målt i noen av de gjennomførte forsøkene. Tørrstoffinnholdet av slammet er ikke målt. Det er ikke foretatt massebalanser med analyser av TS og VS på slammet. Tørrstoffinnhold (TSS) og flyktig tørrstoff (VSS) er målt i vannet etter sedimentering og i noen av nedbrytningsforsøkene.

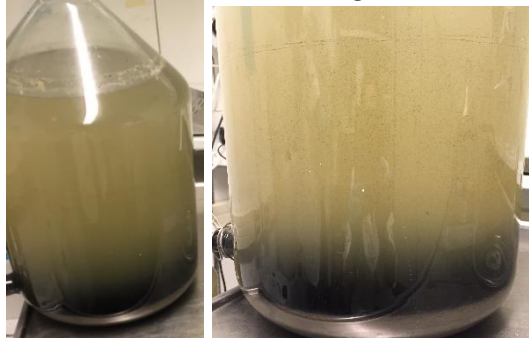
Bilder fra forsøkene er vist i Figur 85. Basert på målte slamvolum og fjernet mengde solids (TSS) fra prøvene har vi beregnet slamvolum og tørrstoffinnhold i sedimentet. Resultatet av dette er oppsummert i Tabell 45.



a) Sedimentering 1 uke av prøver tatt fra sommersituasjon.



b) Gjennomførte aerobe og biologiske forsøk med lufting med vann fra en sommersituasjon



c) Anaerob nedbrytning og sedimentering i en vintersituasjon.

Figur 85. Bilder av forsøk med lagring av vaskevann fra Nordbytunnelen fra en sommer- og en vintersituasjon der måling av slammengder er foretatt.

I sedimenteringsforsøkene (1 uke sedimentert i Imhoff beger) var det relativt store partikler som var fjernet, se Figur 85a. I ubehandlet prøve var >90 % av volumet av partiklene < 50 µm og etter sedimentering var > 90 % < 3 µm, se Figur 38 og Figur 39. Slamvolumet var kompakt og mengden slam var liten. I Tabell 44 er slamvolum og solids endring i vannprøven sammenstilt. I prøvene i Fase 1 som var sedimentert ved 15 og 4°C ble > 80 % av TSS fjernet ved sedimentering i en uke. TSS i vannet etter sedimentering var mellom 44 og 95 mg TSS/l og 30 - >50 % av tørrstoffet var organisk.

Når råvann lagres i lukket beholder, anaerobt i 4 uker ved 15-20 °C viser resultatene fra både Fase 1 og Fase 2 at TSS er redusert til ca. 20 mg/l og >60 % av TSS er organisk, se Tabell 44. Sedimentering over "lengre tid", >3 uker ved høy temperatur (15-20 °C) hvilket innebærer nedbrytning av organisk stoff enten under aerobe (lufting med eller uten tilførsel av inokulum), semi-aerobe (passiv tilførsel gjennom overflaten) eller anaerobe forhold øker slamvolumet. Under anaerob nedbrytning i >5 uker ved lav temperatur (4 °C) antas samme resultat.

Tabell 44. Utførte målinger av volum slam og innholdet av solids og organisk solids i vannprøvene før og etter behandlingen (sedimentering og/eller biologisk nedbrytning) i Fase 1 og 2 .

Prøve	TSS	VSS	VSS/TSS	Slam vol	Type slam
	mg/l		%	ml/l	
Råvann Fase 1	544	99	18	n.r.	i.r.
Imhoff 1- 20 °C	118	35	30	1	
Imhoff 3- 20 °C	72	22	31	1	
Average Imh 20 °C	95	29	31	1	
Imhoff 4- 4 °C	81	32	39	1	
Imhoff 6- 4 °C	44	25	56	1	
Average Imh 4 °C	63	29	48	1	
Anaerob 4 uker 20 °C	18	12	69	60	
Luft og bakterier 20 °C	5,2	2,8	54	60	
Luft 4 uker 20 °C	40	14	34	60	
Råvann Fase 2	28269	4072	14	i.r.	i.r.
Sedimentering 1 uke, 15 °C	80	i.m.		80	Fluffy
Sedimentering, 1 uke, 4 °C	70	i.m.		80	Fluffy
Anaerob 4 uker 15 °C	22	13	61	288	Fluffy/biologisk

i.r. = ikke relevant ; i.m. = ikke målt

Under forutsetning av at 100 % av TSS fjernet fra vannet er endt i slamfasen og at mengden TSS pga. biologisk aktivitet ikke har gitt signifikant TSS økning (< 30 % nedbrytning av organisk stoff) og at heller ikke utfellingen av metallsulfidene har økt TSS signifikant har vi beregnet mengden faststoff i slamfasen og estimert tørrstoffinnholdet på slammet, se Tabell 45.

Erfaringen fra kontinuerlig opererende sedimenteringsanlegg er at man normalt oppnår ca. 1 % TS i slammet fordi det følger med så mye vann med når nødvendig volum skal tas ut. I en batch sedimentering må man forvente en bedre sedimentering. Fortykkere klarer opptil 15 %, og hvis vi antar at man kan klare 10 %, er det i Fase 1 være ca. 6 % slam som dannes (60 l/m³), mens i Fase 2 nesten 30 %. Vi tror prøven som er tatt i Fase 2 har inneholdt for høyt innhold av tørrstoff pga. en lekkasje i pumpeumpen slik at man har fått en oppkonsentrering av mengden solids. Ved dimensjonering av slammengder antar vi at i størrelsesorden ca. 10 % slam må tas ut og at man maksimalt kan klare en fortykning til 10% tørrstoff på slammet.

Tabell 45. Slammengder og slamkonsentrasjon estimert fra laboratorieforsøk.

Prosess	Slam-volum l/m ³	TS slam %	Renseanlegg	
			l/m ³	% slam*
Fase1				
Sedimentering 1 uke- 4 og 20°C	1	47	4,7	10
Anaerob/Luftet/Luftet & bakterier, 4 uker, 20 °C	60	0,9	60	0,9
Fase 2				
Sedimentering 1 uke, 4 og 15 °C	80	35	280	10
Anaerob, 4 uker, 15 °C	288	10	288	10

* Forutsetter at bare slammet kan fjernes

Det var veldig store forskjeller mellom slammengden i vinterprøven og i sommerprøven. Dette resultatet er forbundet med stor usikkerhet, og er antageligvis påvirket av at pumpen måtte tvangsstartes pga. mulig lekkasje. Vintersesongen hadde vært ekstremt tørr hvilket også kan ha påvirket mengden solids. Kvantifisering av slammengder krever egen fokus i forsøk og studier i felt. Det samme gjelder bestemmelse av tørrstoffinnholdet.

5.2.8. Nødvendig tilleggrensing for å møte renskravene til god resipient

Vann har vært hentet ved to anledninger fra Nordbyttunnelen; høsten 2014 og vinteren 2015. Det opereres derfor med to ulike råvannskvaliteter, og forsøkene er rapportert som:

- Fase 1 (høsten 2014): Vaskevann fra biltrafikk gjennom sommeren 2014
- Fase 2 (vinteren 2015): Vaskevann fra vinteren 2014/2015

Tabell 46. Resultatet av sedimentering og filtrering av råvann.

Vannkvalitet	% fjerning		pH	% Fjerning										Konsentrasjon	
	OiV	PAH		Tot-N	Tot-P	KOF	TSS	Zn	Cu	Cr	Pb	Hg	Cd	Zn (mg/l)	Cu (mg/l)
Sedimentering, 1 uke, 20 °C	80	93	7,3	75		64	87	79	42						
Sedimentering, 1 uke, 4 °C	66	93	7,4	57		44	85	21	45						
Sedimentering, 3 uker, 15 °C								95	97	97	99	72	95		
Filtrering; 1,2 µm -fase 1						46		29	60	90	90	67	30		
Filtrering; 1,2 µm -fase 2				70	94	96		93	99	99	99	97	99	3,0	0,33

Tabell 47. Resultatet av filtrering (1,2 µm) av råvann og anaerob nedbrytning etterfulgt av filtrering

Vannkvalitet	15 °C						4 °C		
	Cu-f mg/l	Zn-f mg/l	DOC mg/l	TU Microtox	TU Pseud	TU Daph	Cu-f mg/l	Zn-f mg/l	DOC (mg/l)
Råvann filtrert	0.45	3.37	126	1.92	1.72	1.37	0.45	3.37	126
AN 1 uke, filtrert	0.27	3.4	104				0.37	3.36	113
AN 3 uke, filtrert	0.24	0.111	97	2.33	8.33	5.88	0.25	3.37	97
AN 4 uke, filtrert	0.24	0.2	92				0.26	3.29	101
AN 5 uke, filtrert							0.051	1.5	84
AN 12 uker, filtrert				12.2**	3.85**	5.26**	0,052	1,4	84

* TU=Toxicity Units målt med bakterie (Microtox), alge (Pseudokirchneriella) og krepsdyr (Daphnia); TU = 100 % / (% Målt toksisitet.) Råvann er filtrert med 1.2 µm ** 4 °C

Tabell 48. Resultatet fra testing av kjemisk felling, filtrering og pH justering, med/uten biologisk nedbrytning.

	pH	Zn-t (µg/l)	Cu-t (µg/l)	TOC (mg/l)	DOC (mg/l)	TU
Råvann	9	44000	4400	654	126	1.92
Råvann pH just.	12	26	82	654	126	2.04
Kjem fell PIX/ pH just.	12	7.7	150			
Kjem fell PAX/ pH just.	12	22	99			
AN, 15 °C		3200	65	102	97	2.33
AN, 4 °C		2870	570	104	97	
AN + sek. filt. 0,2 µm, 15 °C		90	13		107	2.08

	pH	Zn-t (µg/l)	Cu-t (µg/l)	TOC (mg/l)	DOC (mg/l)	TU
AN + pH just. + filt. 1,2 µm, 15 C	12	26	4.8			2.04
Semi-aerobisk + Kjem fell PIX, pH just., 4°C	12	5	27			2
Semi-aerobisk + Kjem fell PIX, pH just., 15°C	12	23	4			2.13
AN+ Kjem fell PIX, Ujustert pH, 15°C		42	3.9			1.96
AN + Kjem fell PAX, Ujustert pH, 15°C		32	4.5			2.22
AN + Kjem fell PIX, pH just., 15°C	12	12	6.6			2.13
Semi-aerobisk + Kjem fell PIX, Ujustert pH, 15°C		23	8			
AN, 4°C		3100	76	84	81	12.2
AN + sek. filt., 4°C		1400	52			1.92

6. Konklusjoner og anbefalinger

6.1. Vannkvalitet av vaskevann og forventet krav til kvalitet i resipienten.

Vaskevann etter vintervaskingen (2015), Fase 2, var etter en lang tørrværsperiode og vannmengdene som ble oppsamlet var vesentlig lavere enn etter vaskingen etter sommersesongen 2014. Konsentrasjonen av forurensinger i vaskevannet var også vesentlig høyere etter vintersesongen, spesielt innholdet av solids (TSS). Under prøvetakingen ble det spekulert i om det var lekkasjer under prøvetakingen som kan ha bidratt til at prøvene var mer konsentrert enn de ellers ville ha vært.

Toksisitetsenheter (TU) beregnes fra målt toksisitet på vannet. Det ble for sommervann 2014 kun benyttet Microtox (bakterietest) for å få en indikasjon på giftigheten av vannet. Vinteren 2015 ble denne delen av analyseprogrammet utvidet til å inkludere ferskvannsalger (*Pseudokirchneriella*) og krepsdyr (*Daphnia*) inklusive bakterietesten (Microtox) slik at tre trofiske nivåer av mikroorganismer ble benyttet. Veilederen for industriutslipp er benyttet for å beregne krav til kvalitet i resipient, basert på TU verdi. Denne tar utgangspunkt i standard metode for risikovurdering basert på måling av toksisitet i utslippsvann. Denne er benyttet og toksisitet for "god kvalitet" ferskvannresipient er beregnet på grunnlag av risikoveileder for industriutslipp til ferskvannresipient. Veileder for risikovurdering av vannkvalitet i kystfarvann (marin resipient) er benyttet for å etablere kriterier for utslipp til marine resipienter. Oslo kommunes krav til vannkvalitet ved påslipp av industriavløp til kommunalt nett er benyttet for å etablere "krav til" kvalitet som kan slippes på kommunalt nett.

I Tabell 49 er målt vannkvalitet på vaskevann sommer (Fase 1) og vaskevann vinter (Fase 2) sammenlignet med forventede krav til kvalitet i aktuelle resipienter; ferskvann-, sjøvann eller kommunalt nett. Resultatene understreker behovet for å rense vaskevann fra veitunneler før utslipp til lokale resipienter eller kommunalt nett.

Tabell 49. Vannkvalitet i tunnelvaskevann fra Nordbytunnelen etter to vaskinger i 2014/2015 sammenlignet med "god vannkvalitet i ferskvann- og marin resipient" samt kravene ved påslipp til kommunalt nett i Oslo.

Vannkvalitet	Konsentrasjon							
	THC (mg/l)	PAH (µg/l)	pH	Tot-P (µg/L)	Tot-N (mg/L)	NH ₄ /NH ₃ (mgN/L)	TOC (mg/l)	Toks. TU
Vaskevann sommer	3,2*	5	8,4	5,6	11,5	0,1	155	5
Vaskevann vinter	27	120	9	35	15	0,7	654	2
Bekker/innsjø, god kvalitet ^{1), 2), 3)}	0,07**	11,3**	6-8	11	0,4		3,5	0,01
Påslipp kommunalt nett	20		5,5-8,5	10	0,060		200***	2 (nitrifikasjonshemming)
Kystfarvann (marint)	0,07	2,4	6-8	12	0,25			0,01

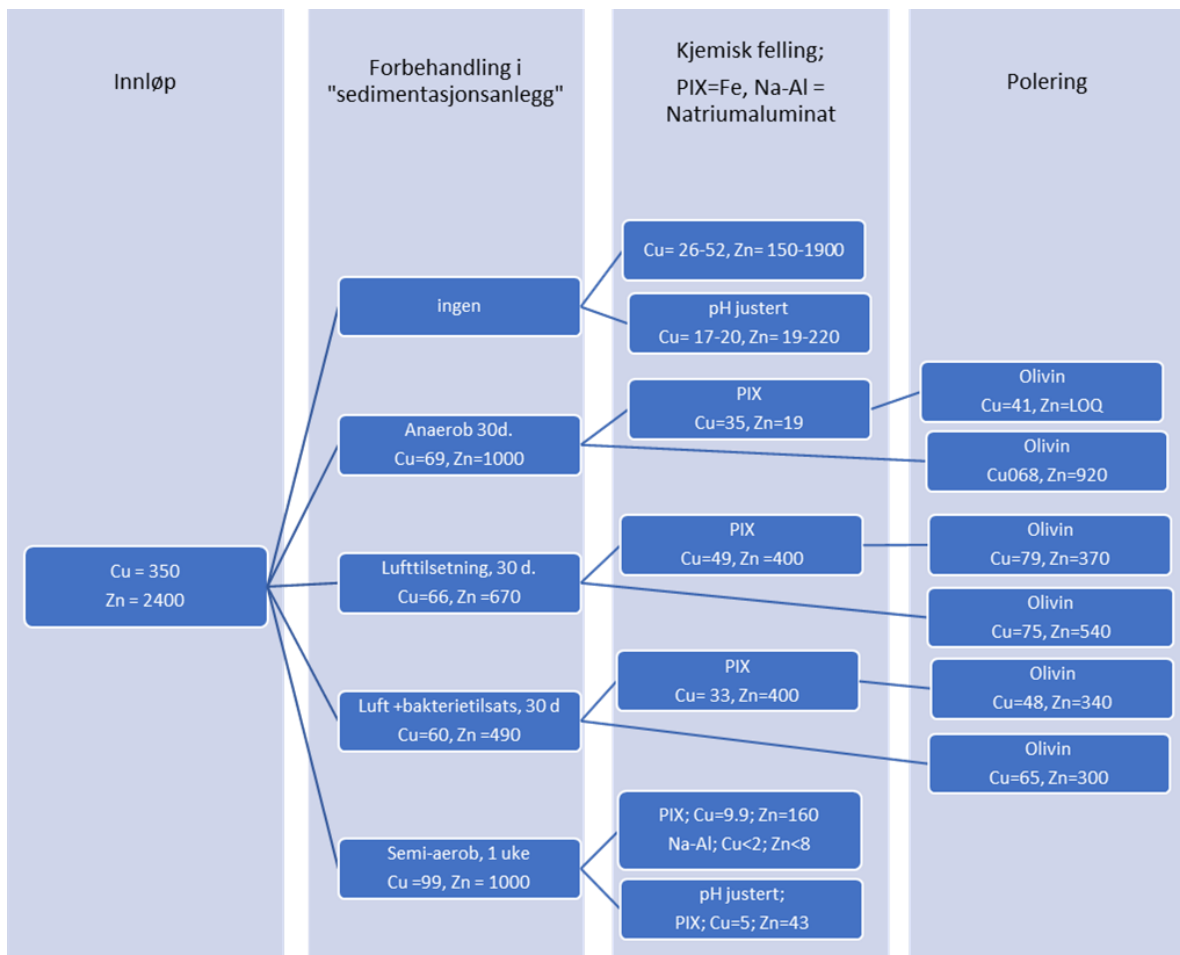
Vannkvalitet	Konsentrasjon							
	TSS (mg/l)	Zn (µg/L)	Cu (µg/L)	Cr (µg/l)	Pb (µg/l)	Hg (µg/l)	Cd (µg/l)	Ni (µg/l)
Vaskevann sommer	544	2400	350	44	20	0,02	0,4	33
Vaskevann vinter	28000	44000	4400	1100	500	0,3	56	660
Bekker/innsjø, god kvalitet ^{1), 2), 3)}	3	11	7,8	3,4	1,3	0,05	0,08	1,7
Påslipp kommunalt nett ⁴⁾	400	500	200	50	50	2	2	50
Kystfarvann (marint)		2,9	0,64	3,4	2,2	0,05	0,24	

* 80 mg/l målt med IR instrument hos AquateamCOWI ** OSPAR PNEC verdi; EQS sum av enkeltforbindelser ¹⁾Tungmetaller EQS ferskvann (2012) ²⁾ Organisk stoff, fosfor, nitrogen, solids fra veileder SFT, 1997. ³⁾ Toksisitetsenhet (TU), TU i resipient er basert på en sikkerhetsfaktor på 100 for å ta hensyn til mulige kroniske effekter, SFT 1750/2000

6.2. Resultater av laboratorieforsøk

6.2.1. Fase 1

Resultatene av forsøkene i Fase 1 der fokus var på å finne enklest og sikrest mulig løsninger for tungmetallfjerning (< 10 µg/l CU og < 50 µg/l Zn) er forsøkt oppsummert i Figur 86. De beste resultatene er oppnådd i en kombinasjon av en biologisk forbehandling (anaerob, aerob, luftet, semi-aerob=ingen aktiv lufting) i sedimentasjonsanlegget etterfulgt av kjemisk felling og pH justering med filtrering for å oppnå ytterligere reduksjon av tungmetallene. I pilottestene som på tidspunktet av avslutningen av Fase 1 testene var planlagt for Nordbytunnelen, anbefalte vi derfor å studere en biologisk forbehandling i ulike kombinasjoner videre. Den biologiske forbehandlingen kunne både være anaerob og aerob. Aktiv lufting eller tilsats av inokulum (bakterier) ga ingen forbedring av resultatet. En passiv lufting eller semi-aerobe forhold ga like gode resultater når prosessen ble etterfulgt av pH justering eller kjemisk felling. Mht. fjerning av Cu og Zn ga kombinasjoner der forbehandlingen var anaerob meget gunstige resultater. Alle forbehandlingsundersøkelsene var i Fase 1 utført ved 20 °C og temperaturens påvirkning av renseresultatet trengte ytterligere undersøkelser. I en vintersituasjon må man forvente høyere saltinnhold og lavere temperatur, som vil kunne påvirke effektiviteten av nedbrytningen negativt.



Figur 86. Oppsummering av beste resultater oppnådd mht. tungmetallfjerning i laboratorieundersøkelsene i Fase 1.

Sammenlignet med andre teknologier for tungmetallfjerning (løste tungmetaller) er adsorpsjon en mye benyttet prosess som kan ha god effektivitet med rimelige adsorbenter. Bruk av adsorbenter for å fjerne så store mengder av løste tungmetaller som det er i vaskevannet er en kostbar prosess (driftskostnadene til adsorbent og slamhåndtering blir store). Resultatene i laboratorietestene viste at ingen av de adsorpsjonsmetodene som ble undersøkt var særlig

effektive. Olivin var den prosessen som fungerte best og som eventuelt kunne benyttes til polering for å oppnå de laveste konsentrasjonene av tungmetaller. Dessverre lekker andre tungmetaller (eks. Ni) ut fra adsorbenten. Olivin er effektivt for fjerning av Cu, men Ni kan frigjøres fra Olivin og pH justering kan bli nødvendig for å rette opp de negative sideeffektene som Olivin kan gi. Vi anbefaler derfor ikke bruk av noen av de undersøkte poleringstestene.

Forsøkene med kjemisk felling var effektive, og det ble anbefalt at man jobbet videre med dette i pilotforsøkene. PIX (et jernbasert fellingskjemikalie, Fe), PAX (aluminiums basert, Al) og natriumaluminat (Al basert som operer ved høy pH) var effektive. PIX var mer effektivt enn PAX ved høy pH. Aluminiumsbaserte kjemikalier kan øke konsentrasjonen av Al i utslippsvann, mens PIX kan øke jernkonsentrasjonen. Aluminium er kjent for sin toksisitet til fisk, og det vil kreve god driftsoppfølging. Sannsynligvis vil restkonsentrasjoner av jern kunne ha lignende negative effekter. I Fase 1 ble restmetallkonsentrasjoner etter kjemisk felling ikke undersøkt. I Fase 2 ble dette derfor prioritert.

PIX var effektivt både ved høy og lav pH og PIX 313 ble derfor anbefalt egnet for testing initielt i pilotforsøkene. Det ble også anbefalt at man designet et pilotanlegg med mulighet for pH-justering i anlegget, både i forbindelse med felling og før utslipp. I forsøkene med pH justering foregikk fellingen ved $pH > 11$, hvilket ikke er egnet for utslipp i resipienten.

Toksisiteten ble i Fase 1 kun målt med Microtox, og man så liten forskjell i målte toksisitetsverdier på prøver med høye og lave verdier av tungmetaller. Innholdet av organisk stoff (vaskemiddel) ble redusert med ca. 30 % gjennom den biologiske forbehandlingen, og heller ikke dette hadde noen synlig effekt på målt toksisitet. For Fase 2 ble det derfor anbefalt å inkludere toksisitetstester på tre trofiske nivåer på flere vannkvaliteter slik at toksisitet også kunne inngå i vurderinger av miljøeffekter og effektiviteten av rensingen.

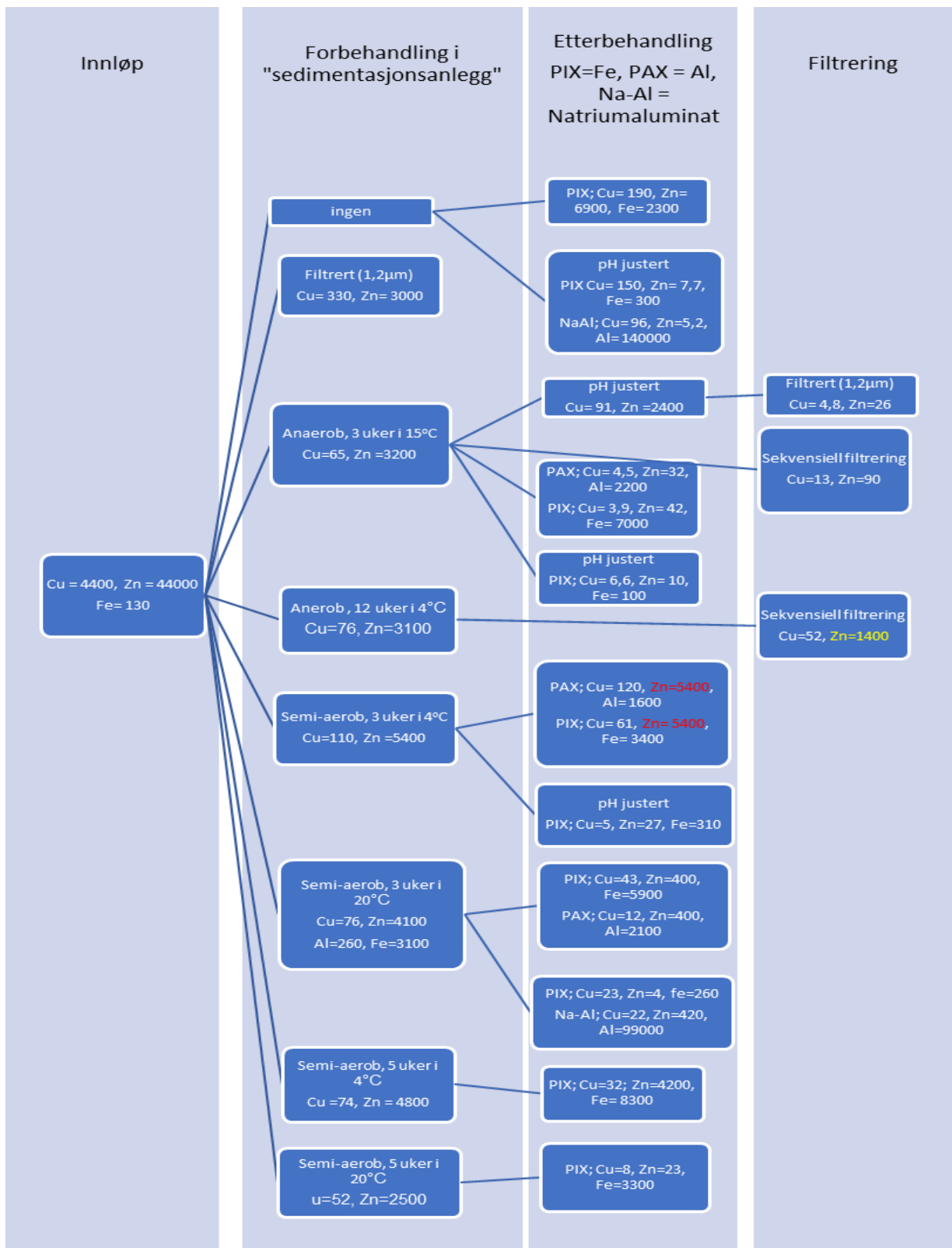
6.2.2. Fase 2

Resultatene av forsøkene i Fase 2 er forsøkt oppsummert i Figur 87. Vaskevannsprøvene er hentet i en vintersituasjon og saliniteten er høyere enn i Fase 1 (sommersituasjon; Figur 86). Konsentrasjonene som er målt er også vesentlig høyere, spesielt er mengden solids høy. Det spekuleres i om lekkasjer knyttet til oppsamling av vannet til pumpestasjonen i Fase 2, kan ha resultert i høyere partikkelkonsentrasjoner enn det man under normale forhold ville ha fått. Forbehandling med filtrering (1,2 μm), anaerob nedbrytning ved 15 °C i 3 uker eller ved 4 °C i 12 uker og semi-aerob nedbrytning ved 14-20 °C i 3 og 5 uker og ved 4 °C i 3, 5 og 12 uker ga omtrent samme resultat mht. Zn konsentrasjoner (2500-5000 $\mu\text{g/l}$). Filtrering ga ca. 300 $\mu\text{g/l}$ Cu, mens de øvrige forbehandlingene ga $< 100 \mu\text{g/l}$.

Tungmetaller har lav løselighet ved høy pH pga. utfelling av hydroksider. Forsøkene med kjemisk felling ved høy og lav pH demonstrerte forbedret effektivitet mht. fjerning av Cu og Zn ved høy pH. Zn trengte høyere pH enn Cu. Løseligheten av Cu øker når pH blir for høy. I prøvene fra anaerob nedbrytning og sedimentering hadde vi en enda mer effektiv fjerning av Zn og Cu enn for de øvrige forbehandlingene. Figur 32 illustrerer dette tydelig.

Anaerob forbehandling og kjemisk felling viser bedre tungmetallfjerning, sammenlignet med semi-aerob behandling. Under anaerob nedbrytning dannes sulfider og tungmetallkonsentrasjonene etter kjemisk felling eller filtrering er svært lave. Sulfidene danner små partikler og man er avhengig av en effektiv fjerning av metallsulfidpartiklene for å unngå toksiske effekter. Dette får man ved filtrering og kjemisk felling. Jern baserte- (PIX) og aluminium baserte kjemikalier (PAX) gir like bra resultater når fellingen gjennomføres uten pH justering, men nødvendig PAX dose var vesentlig høyere enn PIX dose. Med anaerob forbehandling ved høy temperatur, kan man oppnå rensekravet uten pH justering. pH justeringsresultater viser bedre renseseffekt. Kjemisk felling ved høy pH kan brukes ved lav temperatur om vinteren dersom man har begrenset tid til rådighet for sedimenteringen under

anaerobe forhold. Optimalisering av fellingskjemikaliedosen ble ikke forsøkt i testene. Optimalisering av kjemikaliedosering anbefales testes i et eventuelt pilotanlegg eller i fullskala-anlegg.



Figur 87. Oppsummering av beste resultater oppnådd mht. tungmetallfjerning i laboratorieundersøkelsene i Fase 2. Røde tall er antatte feilanalyser. Gult resultat skyldes gjennombrudd gjennom filteret som ble benyttet.

6.3. Renseeffektivitet oppnådd gjennom sedimentering og filtrering

6.3.1. Oppsummering

Tabell 50 viser oppnådde rensresultater (% fjerning) ved sedimentering (1 uke ved 20 og 4 °C og 3 uker ved 15 °C) Fase 1. Mer enn 90 % fjerning oppnås mht. alle tungmetaller, unntatt Cu og Zn under alle forhold. I Fase 2 var det så store mengder solids i vannet at rensegraden mht. Cu og Zn også ble svært høy og man endte på omtrent samme konsentrasjonsnivå som i Fase 1 etter forbehandlingen, se Figur 49. I forbindelse med vaskingen av Nordbyttunnelen i Fase 1 og Fase 2 ble det benyttet ca. 0,2 % av det samme vaskemidlet som Aasum (2013) studerte. Erfaringene fra våre tester viser samme effekt av vaskemidlet mht. å vanskeliggjøre effektiviteten av sedimentering og filtrering av Cu og Zn.

Resultatene viser, i henhold til forventningene, også tydelig at sedimenteringen går langsommere ved lave temperaturer, slik at sedimenteringshastigheten ved vintertemperatur (4 °C) blir dimensjonerende for "vannrenseanlegget".

Tabell 50. Resultatet av sedimentering og filtrering av råvann.

Vannkvalitet	% fjerning			% Fjerning									
	OiV	PAH	pH	Tot-N	Tot-P	KOF	TSS	Zn	Cu	Cr	Pb	Hg	Cd
Sedimentering, 1 uke, 20 °C	80	93	7,3	75		64	87	79	42				
Sedimentering, 1 uke, 4 °C	66	93	7,4	57		44	85	21	45				
Sedimentering, 3 uker, 15 °C								95	97	97	99	72	95
Filtrering; 1,2 µm -fase 1						46		29	60	90	90	67	30
Filtrering; 1,2 µm -fase 2				70	94	96		93	99	99	99	97	99

Tabell 51 viser resultater av filtrering av råvann og resultater av anaerob nedbrytning ved 4 og 15 °C i 1-12 uker etterfulgt av filtrering (Fase 2). Ved anaerob nedbrytning ved 15 °C er det beste resultatet mht. tungmetallfjerning nådd etter 3 uker, men toksisiteten til vannet (se TU for Daphnia, krepsdyr) er økt sammenlignet med råvann. Vi mener dette skyldes dannelse av sulfid der noe sulfid er løst i vannet. Hvis dette vannet luftes i forbindelse med utslipp antas toksisiteten å reduseres. Ved 4 °C trengs 5 uker for å oppnå samme resultat. Da er Cu konsentrasjonene enda lavere, mer CuS er dannet og fjernet med filtrering.

Anaerobe forhold med dannelse av sulfid oppnås etter 3 uker ved 15 °C og etter 5 uker ved 4 °C.

Tabell 51. Resultatet av filtrering (1,2 µm) av råvann og anaerob nedbrytning etterfulgt av filtrering

Vannkvalitet	15 °C						4 °C		
	Cu-f mg/l	Zn-f mg/l	DOC mg/l	TU Microtox	TU Pseud	TU Daph	Cu-f mg/l	Zn-f mg/l	DOC (mg/l)
Råvann filtrert	0.45	3.37	126	1.92	1.72	1.37	0.45	3.37	126
AN 1 uke, filtrert	0.27	3.4	104				0.37	3.36	113
AN 3 uke, filtrert	0.24	0.111	97	2.33	8.33	5.88	0.25	3.37	97
AN 4 uke, filtrert	0.24	0.2	92				0.26	3.29	101
AN 5 uke, filtrert							0.051	1.5	84
AN 12 uker, filtrert				12.2**	3.85**	5.26**	0,052	1,4	84

* TU=Toxicity Units målt med bakterie (Microtox), alge (Pseudokirchneriella) og krepsdyr (Daphnia); TU=100%/(% Målt toksisitet). Råvann er filtrert med 1.2 µm; ** 4 °C

6.3.2. Påvirkning av ulike lagringsteknikker på rens effektivitet

I nye tunnelanlegg kan det være aktuelt å benytte et oppsamlingsbasseng og lagre vannet der i noen uker. Lagring i en tank kan innebære lagring under aerobe forhold (oksygen tilstede) eller anaerobe forhold (ikke oksygen tilstede) og ved ulike temperaturer, avhengig av tid på året og lagringssted/tid. I laboratorietestene som ble utført på vann fra Nordbyttunnelen undersøkte vi effekten av temperatur (4, 15 og 20 °C) og følgende mulige løsninger:

- 1 Semi-aerob (åpen tank-ingen omrøring) passiv sedimentering.
- 2 Luftet tank (aktiv tilførsel av luft – omrøring etterfulgt av sedimentering); dvs. aerob nedbrytning av vaskemiddel og god innblanding.
- 3 Tilførsel av bakterier tilgjengelig fra sedimenteringsbasseng (tilsats av sediment eller etterlatelse av deler av sedimentet fra forrige vask) og aktiv tilførsel av luft etterfulgt av sedimentering.
- 4 Anaerob nedbrytning og sedimentering (lukket tank); dvs. ingen tilførsel av luft (passivt forbruk av oksygen og sedimentering).

I lagringssystemet for tunneler kan man benytte en av disse løsningene som en forbehandling. Ikke alle parametere er målt ved alle forhold. Noen parametere er estimert basert på forsøk over kortere/lengre tid eller resultater fra litt andre forhold, men der vi mener at man ville fått estimert resultat. Resultatene er oppsummert i Tabell 52. Alle resultater i Tabell 52 i radene etter vaskevann sommer viser resultater fra tester utført med denne innløpsprøven. Alle resultatene i Tabell 52 i radene etter vaskevann vinter er resultater fra tester utført med denne prøven.

Tabell 52. Effekter av lagring/sedimentering av tunnelvaskevann under litt ulike forhold.

Vannkvalitet	Konsentrasjon						
	THC (mg/l)	PAH (µg/l)	pH	Tot-P (µg/L)	Tot-N (mg/L)	TOC (mg/l)	Toks. TU
Vaskevann sommer	3,2*	5	8,4	2000	11,5	155	5,0**
Sedimentering 1 uke 20 °C	1,8	0,58	7,3		2,9	93	5,3**
Sedimentering 1 uke 4 °C			7,4		5,0	143	4,0**
Anaerob 4 uker 20 °C			6,6	2500*	5,3	109	8,3
Luftet 4 uker 20 °C			8,4	1900*	5,7	67	3,8
Luft + bakterier 4 uker 20 °C			8,4	900*	3,6	23	3,4
Vaskevann vinter	27	120	9,0	2000	15	654	2,0
Sedimentering, 1 uke 4 °C			8,5			118	
Sedimentering, 1 uke 15 °C			8,1			109	
Semi-aerob, 3 uker, 4 °C			8,4			104	
Semi-aerob, 3 uker, 20 °C			8,0				
Anaerob, 4 uker 4 °C			6,7			84	8,3
Anaerob, 4 uker 15 °C			8,4			102	2,8
Bekker/innsjø, god kvalitet ^{1), 2), 3)}	0,07**	11,3**	6-8	0,011	0,4	3,5	0,01
Akseptkriterier påslipp kommunalt nett ⁴⁾	20		5,5-8,5	10	60	200***	50 % nitrifikasjonshemming
Marint miljø- god kvalitet ⁵⁾	0,07	2,4	6-8	12	0,25		

Vannkvalitet	Konsentrasjon							
	TSS (mg/l)	Zn (µg/L)	Cu (µg/L)	Cr (µg/l)	Pb (µg/l)	Hg (µg/l)	Cd (µg/l)	Ni (µg/l)
Vaskevann sommer	544	2400	350	44	20	0,02	0,4	33
Sedimentering 1 uke 20 °C	72	1000	99	8,2	4,5	0,01	1,2	15
Sedimentering 1 uke 4 °C	81	1900	190	7,7	5,4	0,012	0,36	14
Anaerob 4 uker 20 °C	18	1000	69	5	2,8	0,007	0,19	10
Luftet 4 uker 20 °C	40	670	66	1,6	0,8	<0,005	0,079	6,6
Luft + bakterier 4 uker 20 °C	5,2	490	60	0,62	0,2	<0,005	0,034	9,7
Vaskevann vinter	28000	44000	4400	1100	500	0,3	56	660
Sedimentering, 1 uke 4 °C		3200	260	1,7	2	<0,005	0,62	19
Sedimentering, 1 uke 15 °C		3400	190	1,4	2,2	<0,005	0,64	21
Semi-aerob, 3 uker, 4 °C		5400	110	2,5	2,7	<0,005	0,50	40
Semi-aerob, 3 uker, 20 °C		4100	76	1,1	0,89	<0,005	0,25	43
Anaerob, 4 uker 4 °C	~20	3200	190	1,7	2,0	<0,005	0,62	19
Anaerob, 4 uker 15 °C	21,5	3400	260	1,4	2,2	<0,005	0,64	21
Bekker/innsjø, god kvalitet ^{1), 2), 3)}	3	11	7,8	3,4	1,3	0,05	0,08	1,7
Akseptkriterier påslipp kommunalt nett ⁴⁾	400	500	200	50	50	2	2	50
Marint miljø- god kvalitet ⁵⁾		2,9	0,64	3,4	2,2	0,05	0,24	

* PO4-P (mg/l) ** Kun Microtox (ikke filtrerte prøver) ¹⁾Tungmetaller EQS ferskvann (2012). *** TOC krav er beregnet fra KOF krav og antatt et KOF/TOC forhold på 3. ²⁾ Organisk stoff, fosfor, nitrogen, solids fra veileder SFT, 1997. Bakke et al (2007) for marint miljø ³⁾ Toksisitetshenhet (TU), TU i resipient er basert på en sikkerhetsfaktor på 100 for å ta hensyn til mulige kroniske effekter, SFT 1750/2000

6.3.3. Fordeler og ulemper med ulike renseteknikker – operasjonelle forhold

Sedimentering med lufttilgang via overflaten;

Passiv sedimentering gir ingen nedbrytning av såpestoffene, men en effektiv fjerning av solids. Dersom sedimenteringen foregår over > 1 uke ved "høy temperatur (> 15 °C) og > 3 uke ved 4 °C vil det starte en nedbrytning. Hvis det settes lokk på vil nedbrytningen endres til anaerob ved 15 °C etter 2-3 uker og ved 4 °C etter ca. 5 uker.

Sedimentering ved 20 og 4 °C i en uke. Nesten 80 % fjerning av Zn ble oppnådd ved 20 °C, mens bare 20 % ble fjernet ved 4 °C. Rundt 40 % Cu ble fjernet både under 4 og 20 °C. 50-70 % av Tot-N ble fjernet gjennom sedimenteringen. Toksisiteten endret seg ikke og fjerningen av organisk stoff var begrenset.

I vintersituasjonen der mengden solids var vesentlig større oppnådde vi > 90 % fjerning av TSS, og nesten 80 % fjerning av Zn og Cu gjennom sedimenteringen. TOC innholdet ble redusert med > 80 % fjerning fordi en stor andel av det organiske stoffet var bundet til partikler.

Sedimentering innebærer ikke behov for å tilføre oksygen. Slammengden som dannes er liten, spesielt i sommersesongen, og hvis sedimenteringen er kort (~1 uke) er det ikke behov for å overvåke sulfid. Hvis den passive sedimenteringen foregår over lengre tid og slam blir liggende i ro risikerer man at det oppstår anaerobe forhold, og da må man ta de forholdsreglene som dette krever. Partikulært metallinnhold, fosfor og sulfid kan løses ut fra sedimentet til vannfasen.

Anaerob nedbrytning;

Prosessen gir ikke noen vesentlig nedbrytning av såpestoffene, målt som løst organisk karbon (DOC) før etter ca. 3 uker ved høy temperatur og 5 uker ved lav temperatur. Den anaerobe prosessen, vil når red/oks potensialet er kommet til -290-350 inkludere reduksjon av sulfat til sulfid. Dette gir effektiv utfelling av metallene til metallsulfid, men vi får svært små partikler som er vanskelige å sedimentere og sulfid innholdet gir behov for å følge opp arbeidsmiljøforholdene. Sulfid påvirker også toksisiteten til vannet i negativ retning. Ved filtrering av prøvene eller kjemisk felling (normal pH) får vi svært lave konsentrasjoner av tungmetaller og den toksiske effekten endres. Uten filtrering vil innholdet av Zn være vesentlig høyere enn ønsket, mens innholdet av løst Zn er meget lavt.

Aerob nedbrytning med eller uten tilførsel av næringsstoff (P eller N etc.);

Den aerobe nedbrytningsprosessen bidrar til å redusere innholdet av organisk stoff og fosfor, spesielt der bakterier fra sedimenteringsbassenget tilsettes eller er igjen fra forrige vask. Fjerning av vaskemidlet er mest effektivt med en aktiv lufting i bassenget. Fjerningen av tungmetallene avhenger fortsatt av en meget god fjerning av partikler. Metallene er felt ut som hydroksider.

6.3.4. Renseresultat av kjemisk felling og pH justering av forbehandlet vann

Tabell 53 viser resultatene av kjemisk felling ved ulike vannkvaliteter. Resultater merket med rødt er de beste resultatene og de beste kombinasjonene av renseprosesser for å oppnå lave tungmetallkonsentrasjoner og lavest mulig toksisitet.

Tabell 53. Resultat fra testing av kjemisk felling, filtrering og pH justering av ulike vannkvaliteter. Røde tall er "gode resultater".

Vannkvalitet	pH	Zn-t (µg/l)	Cu-t (µg/l)	TOC (mg/l)	DOC (mg/l)	TU
Råvann	9	44000	4400	654	126	1.92
Råvann pH just og sedimentering	12	26	82	654	126	2.04
Kjem fell PIX/ pH just.	12	7.7	150			
Kjem fell PAX/ pH just.	12	22	99			

Vannkvalitet	pH	Zn-t (µg/l)	Cu-t (µg/l)	TOC (mg/l)	DOC (mg/l)	TU
AN, 15 °C og sedimentering		3200	65	102	97	2.33
AN, 4 °C og sedimentering		2870	570	104	97	
AN + sek. filt. 0,2 µm, 15 °C		90	13		107	2.08
AN + pH just. + filt. 1,2 µm, 15 C	12	26	4.8			2.04
Semi-aerob + Kjem fell PIX, pH just., 4°C	12	5	27			2
Semi-aerob + Kjem fell PIX, pH just., 15°C	12	23	4			2.13
AN+ Kjem fell PIX, 15°C		42	3.9			1.96
AN + Kjem fell PAX, 15°C		32	4.5			2.22
AN + Kjem fell PIX, pH just., 15°C	12	12	6.6			2.13
Semi-aerob+Kjem fell PIX, 15°C		23	8			
AN, 4°C		3100	76	84	81	12.2
AN + sek. filt., 4°C		1400	52			1.92

6.4. Vaskemiddelforbruk og vaskemiddelegenskaper

Bruk av såpe varierer, men der det benyttes vil typisk 0,2- 5 % av vannforbruket bestå av såpe. I forbindelse med laboratorietestene med vannrensing av vaskevann fra Nordbyttunnelen, ble det benyttet 400 l vaskemiddel (tetthet 1,03) til et vannforbruk på ~210 m³ vaskevann. Dette ga ca. 0,2 % vaskemiddel i vaskevannet. Av det vaskevannet som ble benyttet var det ca. 85 % av totalt forbruk som kom fram til renseanlegget (prøvetakingspunktet).

Såpen inneholder tensider eller overflateaktive stoffer. Forbruket av vaskemiddel til skiltvask er så lite at det gir neglisjerbare effekter sammenlignet med vaskemidlet som benyttes til veggvask. Kjemikalienes forbruk og målte egenskaper er sammenstilt i Tabell 40. Kjemikaliet som benyttes til skiltvask, benyttes i 1/100 av det som benyttes til veggvask. Toksisiteten er den samme, mens innholdet av organisk stoff (målt som TOC og KOF) er nesten dobbelt så høy. Som tensid og som organisk stoff vil dette produktet, fordi det benyttes så lite av det, ha neglisjerbar betydning på kompleksdannelse av tungmetaller sammenlignet med veggvaskemiddelet og vi har derfor valgt å benytte informasjonen om veggvask kjemikaliet som grunnlag våre vurderinger. Tabell 54 viser konsentrasjonene av ulike tungmetaller i våre vannprøver (urenset og renset med ulike prosesser for ulike råvannskvaliteter; Fase 1 og 2) sammenlignet med de resultatene Aasum så i sine mer kontrollerte forsøk med tilsats av 0,5 og 1 % vaskemiddel.

Tabell 54. Effekten av vaskevannsforsbruk TK 601 på renseeffektiviteten for fjening av tungmetaller fra vaskevann fra veitunneler, basert på data fra laboratorieforsøk og Aasum (2013).

Ulike kvaliteter	Zn		Cu		Ni		Cd		Tk 601 dose	Referanse
	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	%	%	
Urenset vann	2 400	n.r.	350	n.r.	33	n.r.	1,2	n.r.	0,20	2014 Sommervann
1 uke sed 4 °C	1 900	21	190	46	14	58	0,36	70	0,20	
1 uke sed 20 °C	1 000	58	99	72	15	55	0,4	67	0,20	
Urenset vann	44 000	n.r.	4 400	n.r.	660	n.r.	56	n.r.	0,24	2015 Vintervann
1 uke sed 4 °C	3 200	93	260	94	19	97	0,62	99	0,24	
1 uke sed 15 °C	3 400	93	190	96	21	97	0,64	99	0,24	
Vaskevann	1 800	n.r.	290	n.r.	~100	n.r.	~0,67	n.r.		Aasum, 2013
Sedimentering	~100	95	15	95	~10	90	~0,06	90	0	
Sedimentering	1 200	30	~40	85	~20	80	0,1	85	0,5	
Sedimentering	1 200	30	~240	20	~20	80	0,3	55	3	

Aasum benyttet vaskevann fra Nordbyttunnelen med tilsats av samme vaskemiddel som var benyttet under i Fase 1 og 2. Under vaskingen av tunnelen ble det benyttet 0,2 % vaskemiddel som er < 0,5 %, Aasums laveste dose av vaskemiddel. Aasum rapporterer om økt løselighet av Zn og Cu, men vesentlig større påvirkning av Zn enn av Cu. Vår renseeffektivitet er >> for Cu enn for Zn når sedimentering og filtrering benyttes. Aasums vaskevann hadde lavere Cu og Zn

verdier enn vårt, men vi ser samme tendens i være resultater som han så i sine. De andre tungmetallene påvirkes vesentlig mindre og er lettere å fjerne med mekaniske prosesser.

6.5. Toksisitet

Resultatet for målt toksisitet på tunnelvaskevannet er kontrollert mot målte toksisiteten etter ulike renseprosesser.

Rensing har liten effekt på toksisiteten. Resultatene viser at kjemiske felling av semi-aerobe prøver i liten grad påvirker toksisiteten, mens kjemisk felling av råvannet øker toksisiteten. Høyere toksisitet (lavere EC₅₀) ser vi i alle prøver etter anaerobe forhold, unntatt etter filtrering med 1,2 og 0,2 µm filter og kjemisk felling uavhengig av pHjustering. Dette tyder på at man har fjernet de minste sulfid partiklene med disse metodene. Det antas at tilstedeværelse av små sulfidpartikler er årsaken til økt toksisitet.

I tillegg til toksisitetsmålinger av vaskevannet før og etter ulike grader av rensing er teoretisk toksisitetsheter (TU) beregnet for det samme vannet. TU = målt konsentrasjon dividert med litteraturverdi for laveste L(E)C₅₀ verdi for enkeltstoffene. TU beregnes basert på akutt toksisitet for de miljøgiftene man har funnet i tunnelvaskevannet. I en teoretisk beregning av toksisiteten på råvannet etter vasking inkluderte vi hydrokarboner (olje og PAH), tungmetaller, jern og aluminium. Teoretisk beregnet toksisitet som ikke tok hensyn til vaskemidlet indikerte at vaskevannet skulle ha vært vesentlig mer toksisk enn det som ble målt med ferskvannsalger, krepsdyr og bakterier.

En årsak til den store forskjellen er at målte konsentrasjoner er totalkonsentrasjoner (ufiltrerte prøver), mens alle toksisitetsmålinger som ligger til grunn er utført på filtrerte prøver (iht. prosedyren for toksisitetstestene). Det er i hovedsak tungmetaller særlig sink og kopper samt jern og aluminium i Fase 2 som gir vesentlig utslag på beregnet TU. Filtrerte konsentrasjoner var < 1/10 av totalkonsentrasjonene, men selv om filtrerte analyseverdier hadde blitt benyttet til beregningene ville det ha vært en signifikant forskjell. Det er kjent at tungmetaller kan forekomme i mange forskjellige kjemiske former og biotilgjengelighet og giftighet vil variere sterk mellom de forskjellige former. Tungmetaller er mest giftig i ioneform som Cu²⁺, Zn²⁺ etc. Kompleksbinding til vaskemidlet eller hydroksidform kan gi mindre toksisk form. EC₅₀ hentet fra ECHA er for de meste følsomme organismene og den giftigste formen av metallet. Vi tror dette er noe av årsaken.

6.6. Slammengder

Slammengder (vol) er målt i noen av de gjennomførte forsøkene. Tørrstoffinnholdet av slammet er ikke målt. Det er ikke foretatt massebalanser med analyser av TS og VS på slammet. Tørrstoffinnhold (TSS) og flyktig tørrstoff (VSS) er målt i vannet etter sedimentering og i noen av nedbrytningsforsøkene. I sedimenteringsforsøkene; Fase 1 (1 uke sedimentert i Imhoff beger), var det relativt store partikler som var fjernet. I ubehandlet prøve var >90 % av volumet av partiklene < 50 µm og etter sedimentering var > 90 % < 3 µm. Slamvolumet var kompakt og mengden slam var liten. Mer enn 80 % av TSS ble fjernet ved sedimentering i en uke. Mer enn 50 % var tørrstoffet var organisk.

Nå råvann lagres i lukket beholder, anaerobt i 4 uker ved 15-20 °C viser resultatene fra både Fase 1 og Fase 2 at TSS i vannet er redusert til ca. 20 mg/l og >60 % av TSS er organisk. Sedimentering over "lengre tid", 3 uker ved høy temperatur (15-20 °C) hvilket innebærer nedbrytning av organisk stoff enten under aerobe (lufting med eller uten tilførsel av inokulum), semi-aerobe (passiv tilførsel gjennom overflaten) eller anaerobe forhold øker slamvolumet. Slammet blir mer "fluffy". Under anaerob nedbrytning i 5 uker ved lav temperatur (4 °C) antas samme resultat.

Under forutsetning av at 100 % av TSS fjernet fra vannet er endt i slamfasen og at mengden TSS pga. biologisk aktivitet ikke har gitt signifikant TSS økning (< 30 % nedbrytning av organisk stoff) og at heller ikke utfellingen av metallsulfidene har økt TSS signifikant har vi beregnet mengden faststoff i slamfasen og estimert tørrstoffinnholdet på slammet. Tørrstoffinnholdet og volumet slam forutsetter at kun det volumet med høyest mengde er mulig å fjerne. Erfaringen fra kontinuerlig opererende sedimenteringsanlegg er at man normalt oppnår ca. 1 % TS fordi det følger med så mye vann med når nødvendig volum skal tas ut. I en batch sedimentering må man forvente en bedre sedimentering. Fortykkere klarer opptil 15 % og hvis vi antar at man kan klare 10 %, er det i Fase 1 være ca. 6 % slam som dannes (60 l/m³), mens i Fase 2 nesten 30 %. Vi tror prøven som er tatt i Fase 2 har innholdt for høyt innhold av tørrstoff pga. en lekkasje i pumpeumpen slik at man har fått en oppkonsentrering av mengden solids. Ved dimensjonering av slammengder antar vi at i størrelsesorden er det ca. 10 % slam som må tas ut og at man maksimalt kan klare en fortykning til 10%.

Det var veldig store forskjeller mellom slammengden i vinterprøven og i sommerprøven. Dette resultatet er forbundet med stor usikkerhet, og er antageligvis påvirket av at pumpen måtte tvangsstartes pga mulig lekkasje. Vintersesongen hadde vært ekstremt tørr hvilket også kan ha påvirket mengden solids. Kvantifisering av slammengder krever egen fokus i forsøk og videre studier i felt med aktuelle oppsamlingstanker. Det samme gjelder bestemmelse av tørrstoffinnholdet. Det bør fokuseres på enkle metoder for å hente ut slam.

6.7. Renseløsninger

Fra testene gjennomført i laboratorieskala er det dokumentert at selv om vann lagret under anaerobe betingelser etter 30 dager hadde det høyeste innholdet av tungmetaller, oppnådde man best resultat etter kjemisk felling. Forsøkene har også vist at renseeffektiviteten ved kjemisk felling har økt med økende sedimenteringstid (biologisk nedbrytning). Svært effektiv fjerning av tungmetallene oppnås også ved felling med høy pH, men hvis behandlet vann har høy pH, er det viktig å justere pH før utslipp til resipienten. Eventuell tilleggsrensing bør inneholde en mulighet til å justere pH-verdien. Kjemisk felling var effektiv både ved å ha en god innblanding av kjemikalier i forkant av separasjonstanken og ved direkte innblanding med luft i bassenget. Det må også legges vekt på å kunne fjerne slam som dannes, både fra sedimentasjonsbassenget og en eventuell separasjonstank. Separasjonstanken kan både være en sedimentasjonstank, en flotasjonstank eller et filter. Olje og PAH var i hovedsak knyttet til partikulært materiale og ble fjernet effektivt gjennom sedimentering. Renseeffektiviteten med ulike renseløsninger er oppsummert i resten av dette kapitlet.

6.7.1. Sedimentering

Figur 88 oppsummerer oppnådde resultater med sedimentering i 1-5 uker ved høy og lav temperatur, hhv. 25 og 4 °C

Kort tids sedimentering etterfulgt av kjemisk felling

Fellingskjemikallet kan tilsettes direkte til tunnelvaskevann, f.eks. i tilknytning til pumpestasjonen rett foran sedimentasjonsbassenget. Separasjonen av alt sedimenterbart materiale, inklusive kjemisk slam skjer da i et sedimentasjonsbasseng/tank. Det anbefales å etablere mulighet for pH-justering før og etter sedimentasjonstanken.

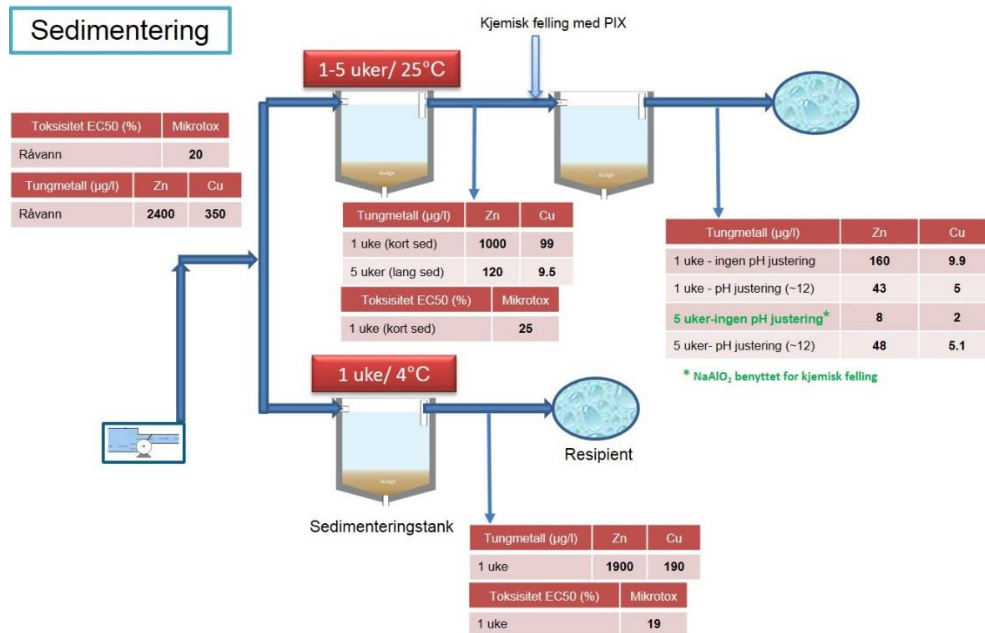
Siden kjemisk felling skjer rett etter oppsamling av vann, kreves det ikke stor lagringskapasitet. Derfor kan man erstatte store sedimentasjonsbassenger med et mindre basseng/tank med tilstrekkelig oppholdstid, eller benytte en annen separasjonsmetode for slamseparasjon. Dette forslaget er egnet for tunneler som ikke har egen lagertank. Denne løsningen kan også designes som en mobil løsning for rensing av tunnelvaskevann.

Fordel

- Siden prosessen ikke trenger lang oppholdstid, er den egnet for steder som mangler dette.
- Passer som en mobil renseprosess

Utfordring

- Renseprosessen krever kunnskap og erfaring med å drifte en kjemisk renseprosess og det kan være behov for pH justering før utslipp til resipienten



Figur 88. Effektivitet oppnådd ved sedimentering.

Lang sedimenteringstid etterfulgt av kjemisk felling

Forslaget krever en oppsamlingstank for vaskevannet. Vi har sett at renssevnen øker med sedimenteringstiden og tror dette skyldes endring av kompleksbinderegenskapene til vaskekjemikalierne. Dette skyldes muligens den nedbrytningen som foregår med vaskemiddelet. Derfor anbefales det å optimalisere sedimenteringstiden mellom 7 og 30 dager, avhengig av hvilke praktiske muligheter man har. Deretter kan man kjøre kjemisk felling og separasjon av slamm.

I lab-forsøkene har vi erfart at pH-justering av vannet er viktig når vi bruker vanlige fellingskjemikalier som PIX. Når vi bruker natriumaluminat (Na-Al), trengs ikke pH-justering før felling, men pH-justering før utslipp er viktig. Erfaringene med Natriumaluminat var svært høye restmetallkonsentrasjoner (Al) i rensset vann. Vi anbefaler derfor ikke å benytte Na-Al.

Kjemisk felling og separasjon etter sedimentering bør ikke være en utfordring, fordi det normalt er god tid til rensingen før neste vasking av tunnelen skal foretas. Det kan enten designes et godt innblandingssystem i lagringstanken og kjøre koagulering, flokkulering og sedimentering i den samme tanken, eller det kan etableres et eget lite sedimentasjonsbasseng eller en flotasjonstank i tillegg og kjøre kjemisk felling i en liten vannstrøm. F.eks. vil et 5 m³ sedimentasjonsbasseng med 5 m³ per time (1t oppholdstid) renserate, kun trenge 100 timer (4,2 dager) for å rens 500 m³ vann.

Ved lagring av vann, dannes det både sedimenterende og flytende slam i bassenget. Flytende slam er en blanding av olje, kjemikalier og biologiske partikler som pga. sin tetthet ender på overflaten. Derfor vil dette være en utfordring mht. separasjon ved kjemisk felling. Flotasjon er derfor en ofte valgt prosess for å bedre separasjonen, eller en god innblanding som skrur at

kjemikaliene binder alle stoffene til sine hydroksid flokker. Rensing av tunnelvaskevannet var enklere ved en sommertemperatur. I forstudiene har vi sett at oppførselen til vann i lav temperatur (4 °C) var annerledes. Derfor er det viktig ved endelig design av pilotanlegget å ta hensyn til effekten av lav temperatur og eventuelt innblanding av salt som man vil kunne ha i en vintersituasjon.

Fordel

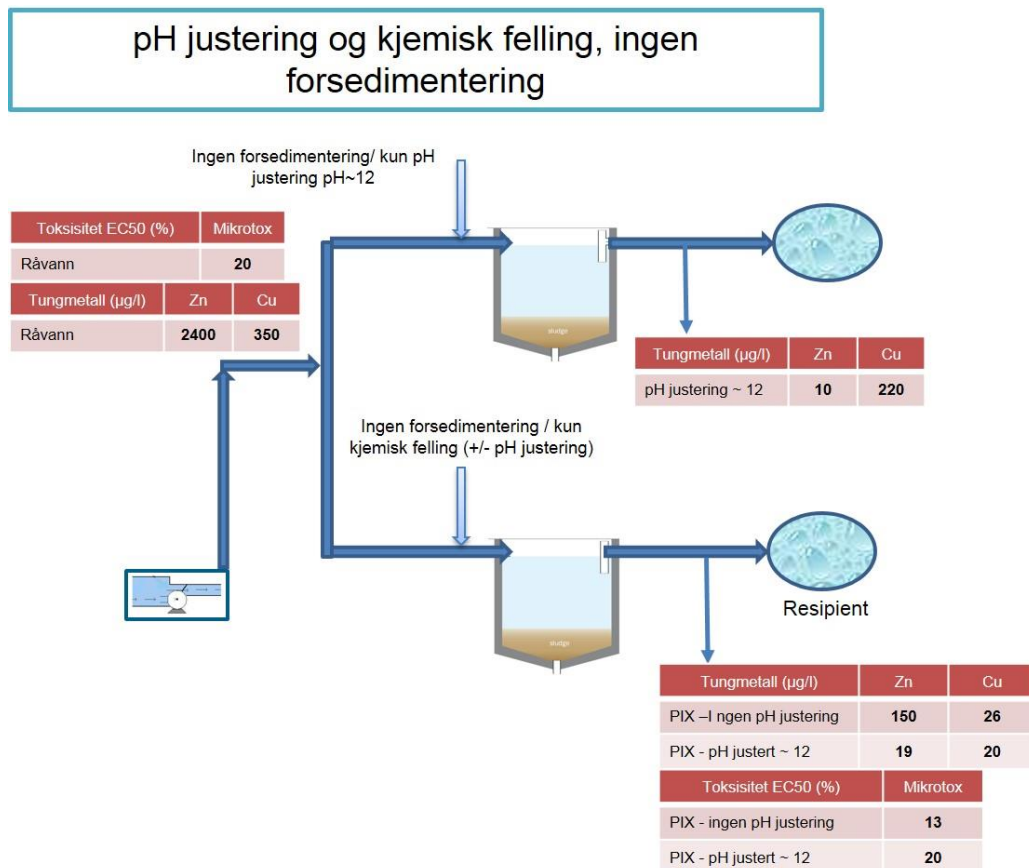
- Prosessen er enkelt og trenger minimalt med vedlikehold

Utfordring

- Trenger pH justering før utslipp til resipienten
- Prosessen har en lang oppholdstid og det betyr at det trenger stor lagringskapasitet
- Trenger å designere kjemisk felling med innblanding, flokkulering og separasjon av slam
- Flyteslam kan være en utfordring

6.7.2. Kjemisk felling og pH justering

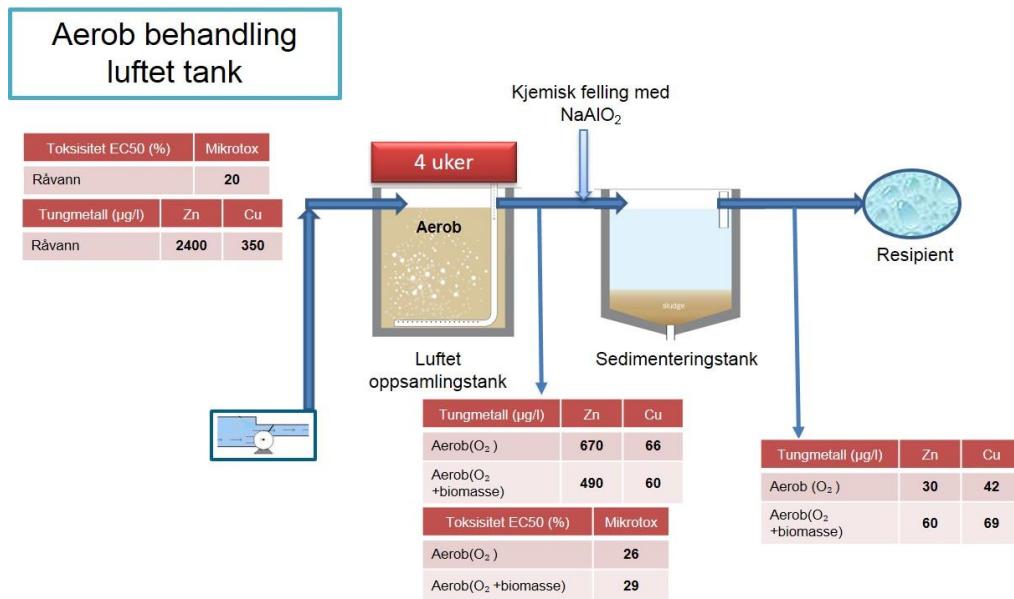
Figur 89 viser oppsummering av oppnådde resultater ved kjemisk felling og/eller pH justering etterfulgt av sedimentering av vann som ikke har vært sedimentert på forhånd.



Figur 89. Renseeffektivitet oppnådd ved pH justering og kjemisk felling av vaskevann som ikke har vært sedimentert på forhånd.

6.7.3. Aerob behandling – luftet tank

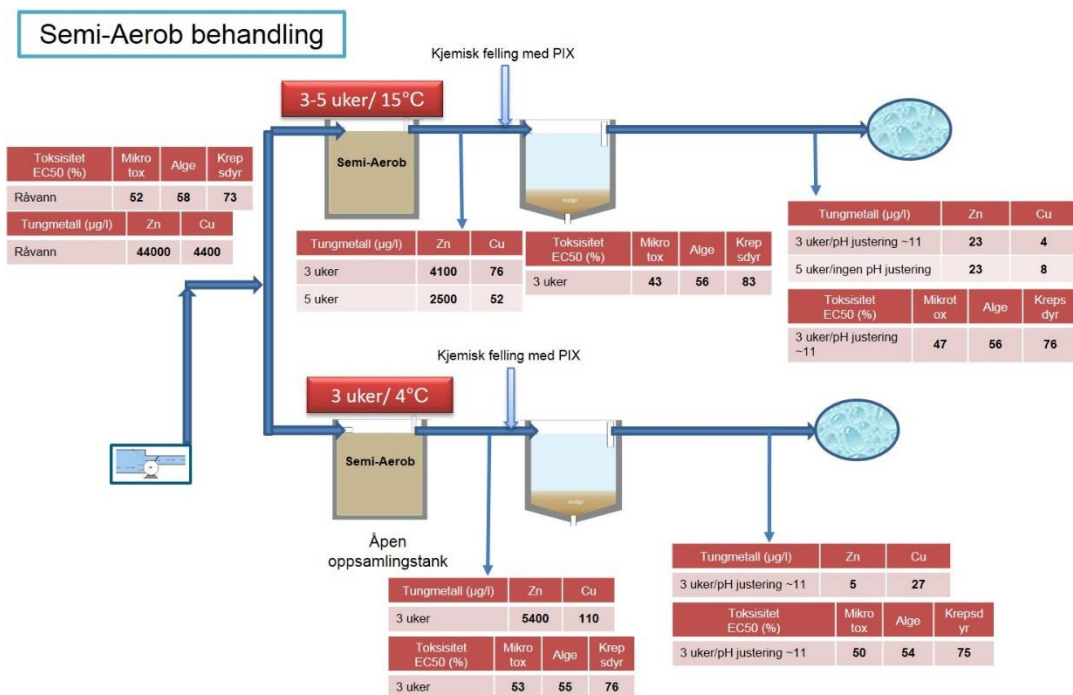
Figur 90 viser oppnådde resultater ved aerob behandling i luftet tank etterfulgt av kjemisk felling. Fellingen er utført ved bruk av Na-Al og derved ved høy pH. Rensingen er svært effektiv, men innholdet av rest-metall er svært høyt. Løsningen anbefales derfor ikke.



Figur 90. Renseeffektivitet oppnådd ved aerob behandling med aktiv lufttilførsel etterfulgt av kjemisk felling.

6.7.4. Semi-aerob behandling – åpen tank

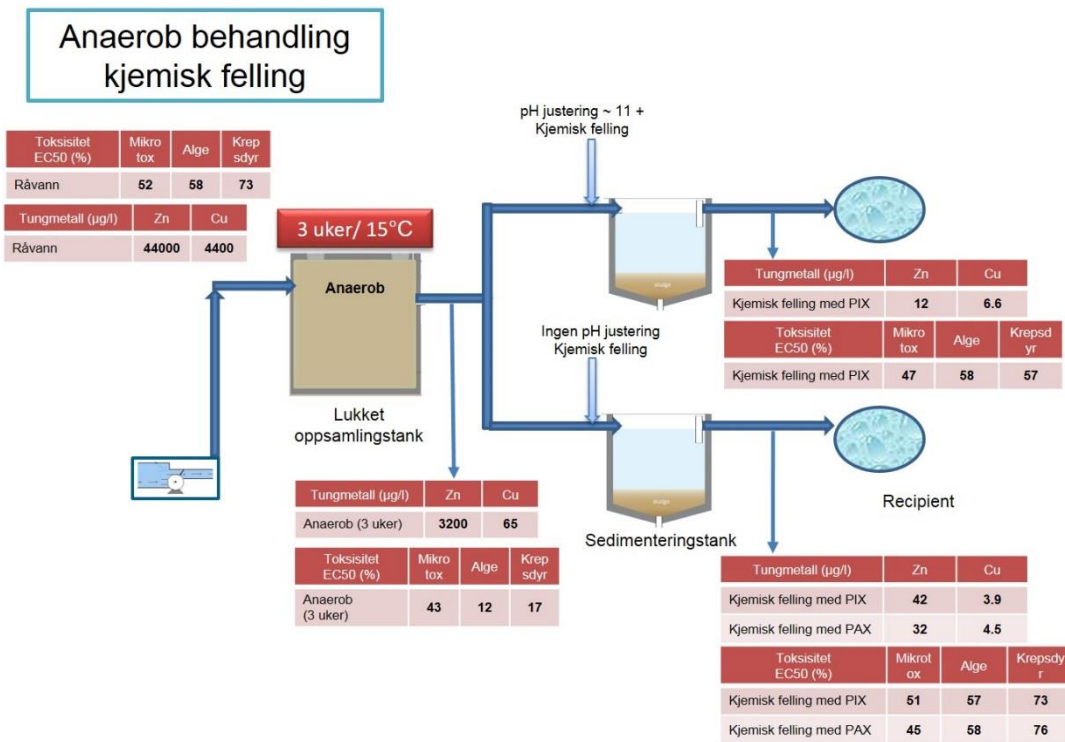
Figur 91 viser renseseffektiviteten ved semi-aerob nedbrytning ved 4 og 15 °C av vaskevann før rensing med kjemisk felling med PIX. Gode resultater oppnås. Ved pH justering oppnås enda bedre resultater.



Figur 91. Renseeffektivitet oppnådd med semi-aerob behandling (overflate åpen til luft) etterfulgt av kjemisk felling.

6.7.5. Anaerob behandling – lukket tank

Figur 92 viser renseseffektivitet oppnådd med anaerob behandling etterfulgt av kjemisk felling. Prosesskombinasjonen gir svært godt resultat.



Figur 92. Renseeffektivitet oppnådd med forbehandling med anaerob nedbrytning etterfulgt av kjemisk felling.

Prosessen har en stor lagringstank som skal fungere som en bioreaktor. Bioreaktoren med vaskevann gjøres anaerob, dvs. gi anaerob nedbrytning for å hjelpe bakterieveksten. Bioreaktoren skal kjøres i en bestemt tidsperiode og etterfølges av kjemisk felling. pH-justering kan bli nødvendig, men kan muligens unngås avhengig av vaskevannet til enhver tid. Laboratorieforsøkene har vist at kjemisk felling kan om ønskelig designeres med tanke på direkte tilsats i samme lagringstank, men med bruk av luft/nitrogen for innblanding. Resultatene fra laboratorieforsøkene viste at lagring ved 15 °C ga en reduksjon i kobber og sink fra 4400 og 44000 µg/l til 65 og 3200 µg/l som er signifikant selv om det er lang fra miljømålet. Men lagring under anaerobe forhold gjorde vannet mer toksisk. Dette skyldes høyst sannsynlig økt sulfidkonsentrasjon. Men kjemisk felling som fjernet sulfidpartiklene og reduserte toksisiteten.

Fordel

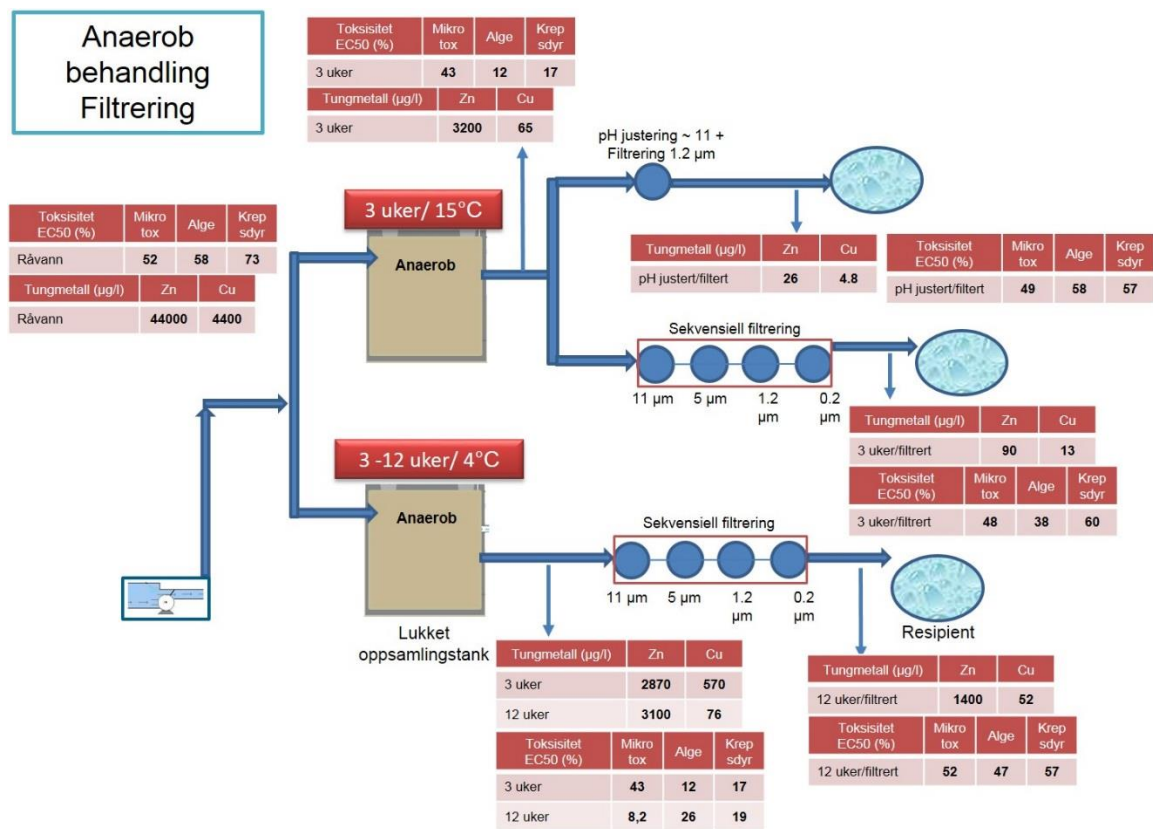
- Prosessen kan muligens klare å oppnå renskravene uten pH justeringer
- Ved sulfidutfelling (anaerobe forhold) vil man kunne få meget god tungmetallfjerning uten polering og prosessen kan være et kostnads/effektivt alternativ

Utfordring

- Prosessen trenger lang oppholdstid og det betyr at det trenger et stort basseng
- Trenger å designe kjemisk felling med innblanding, flokkulering og separasjon
- Anaerob rensing med sulfidutfelling er en prosess der man trenger å bygge seg opp erfaring for å sikre god drift.

6.7.6. Anaerob nedbrytning etterfulgt av filtrering

Figur 93 viser renseseffektiviteten oppnådd ved anaerob nedbrytning etterfulgt av filtrering. Svært gode resultater oppnås.



Figur 93. Renseeffektivitet oppnådd med anaerob nedbrytning etterfulgt av filtrering

Resultatet viser at teoretisk beregnet EC₅₀ << målte EC₅₀. Basert på målte konsentrasjoner forventes vesentlig mer toksisk vann enn det man måler.

6.8. Anbefalinger

Ved valg av renseløsninger for vaskevann fra ulike tunneler vil praktiske muligheter (tilgjengelig plass for oppsamling og lokal rensing) og kravet til kvalitet i lokal resipient være avgjørende for hvilke teknologier som bør velges. Det finnes mange egnede kombinasjoner av løsninger, og mye informasjon er oppsummert foran. Alternativene er:

- Stasjonære løsninger; oppsamling av vaskevann og rensing på stedet for å møte kravene i lokal resipient
- Oppsamling av vaskevann og rensing med mobile løsninger
- Sentraliserte løsninger i strøk med mange tunneler

Uansett hvilke løsninger som velges, bør det gjennomføres oppfølging av hva man oppnår og hvilke slammengder som produseres slik at vi kan forbedre prosedyrene for oppfølging. Erfaring fra anlegg med stasjonære løsninger er at prosedyrer for fjerning av slam oftest mangler. De fleste anlegg er også dårlig utformet med tanke på at slam bør fjernes med jevne mellomrom. Vi vet også alt for lite om hvor mye som faktisk må fjernes og hvor ofte det bør fjernes.

7. Referanser

- Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Hellan, A. og Hyllan, K, (2007): Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revisjon av klassifisering av tungmetaller og organisk stoff. NIVA
- Barbosa A E J, Saraiva, T. Leitão, 2007, Evaluation of the runoff water quality from a tunnel wash, Highway and Urban Environment, Alliance For Global Sustainability Bookseries Volume 12, 2007, pp 345-358
- Benjamin, Mark M., Liu, James, Malczewska, Beata, Cai, Zhenxiao, 2013. Reducing Fouling by Adsorptive Pre-Coat Filtration, Journ. American Water Works Association
- Bilstad, T. and Espedal, E. (1996): Membrane separation of produced water. Wat. Sci. and Technol. 34, 239-246.
- Blecken, G.T., Zinger, Y., Deletic, A., Fletcher, T., Viklander, M. (2008) Heavy metal removal by stormwater biofilters: can it withstand alternative wetting and drying conditions? Proc of the 11th international conference on Urban Drainage, Edinburg, Scotland, UK.
- Boe, K., 2006. Online monitoring and control of the biogas process. PhD thesis, Institute of environment and Resources, Technical University of Denmark.
- Boxall, A.B., Maltby, L. (1995) The characterisation and toxicity of sediment contaminated with road runoff. Water Research, 29:2043-2050.
- Byman, L. (2012). Treatment of wash water from road tunnels. TRITA-LWR Degree Project 12:42, for the Mater's program, Royal institute of Technology.
- Campbell, K.R. (1994) Concentrations of heavy metals associated with urban runoff in fish living in stormwater treatment ponds. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27:352-356.
- Chellam S, Kulkarni P, Fraser M P,(2005): Emissions of organic compounds and trace metals in fine particulate matter from motor vehicles: a tunnel study in Houston, Texas. J Air Waste Manag Assoc, 55: 60–72.
- Chen, Y., Cheng, J.J. Creamer, K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. Bioresource Technology 99, 4044-4064.
- Ciarapica, F.E. and Giacchetta, G. (2003): The treatment of produced water in offshore rig: comparison between traditional installation and innovative systems, in: Fifth International Membrane Science & Technology Conference, University of New South Wales, Sydney, Australia, 10. November.,
- Council, T.B., Duckenfield, K.U., Landa, E.R., Callender, E. (2004) Tire wear particles as a source of zinc to the environment. Environ. Sci. and Technol. 38:4206-4214.
- Crane M, Atkinson C, Comber S and Sorokin N (2007) Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII. substances: aluminium (inorganic monomeric). Science Report: SC040038/SR1. SNIFFER Report: WFD52(i) www.environment-agency.gov.uk
- EC (2003): Technical Guidance Document (TGD Part II) on Risk assessment. European Chemical Bureau. Joint Research Centre EUR 20418 EN/2.
- Erdem E., Karapinar A. N. and B, R. Donat (2004): The removal of heavy metal cations by natural zeolites – Journal of Colloid and Interface Science 280: 309–314.
- Farm, C. (2002) Metal sorption to natural filter substrates for storm water treatment column studies. Sci. Total Environ, 298:17-24.
- Fette, M. (2000): Tunnelwaschungen im Kanton Neuenburg/Schweiz. Switzerland.
- Hallberg M., Renman G., Byman L., Svenstam G. and M. Norling (2014): Treatment of tunnel wash water and implication for its disposal, Water Science and Technology 69(10):2029-2035.
- ISO 6341: "Water quality-Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea)- Acute toxicity test". Third edition, 1996 (Appendix 1)
- He, Y. and Jiang. Z.W. (2006): Treating oilfield wastewater. Technology Review. Fltr. Sep. June, 14-16.

Johnson I, Sorokin N, Atkinson C, Rule K and Hope S-J (2007) Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII. substances: iron (total dissolved). Science Report: SC040038/SR9. SNIFFER Report: WFD52(ix) www.environment-agency.gov.uk

Lia, Y.S., Yana, L., Xiang, C.B. and Hong, L.J. (2006): Treatment of oily wastewater by organic-inorganic composite tubular ultrafiltration (UF) membranes. Desalination 96; 76-83

Marklund, A., Andersson B., and P. Haglund, (2005): Traffic as a source of organophosphorus flame retardants and plasticizers in snow, Environmental Science & Technology, vol. 39 pp. 3555-3562, May.

Meland, S. (2012a): Kjemisk karakterisering av sediment fra Vassum sedimenteringsbasseng. Rapport fra Statens Vegvesen Rapport nr 94.

Meland, S. (2012b): Tunnelvaskevann – En kilde til vannforurensning, Vann I 02 2012

Meland, S. og Roseth, R. (2011): Organophosphorus Compounds in Road Runoff. Sedimentation and filtration as a mitigation. 978-1-61284-365-0/11 IEEE

Meland S, Borgstrøm R, Heier LS, Rosseland BO, Lindholm O, Salbu B.(2010a): Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. Science of The Total Environment 2010; 408: 4107-4117.

Meland, S., Heier, L. S., Salbu, B., Tollefsen, K. E., Farmen, E. & Rosseland, B. O. (2010b): Exposure of brown trout (*Salmo trutta* L.) to tunnel wash water runoff - Chemical characterisation and biological impact. Science of the Total Environment, 408, 2646-2656.

Meland, S., Salbu, B. & Rosseland, B. O. (2010c): Ecotoxicological impact of highway runoff using brown trout (*Salmo trutta* L.) as an indicator model. Journal of Environmental Monitoring, 12, 654-664.

Meland, S. (2010) Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff. Philosophiae Doctor (PhD) Thesis, Dept. of Plant and Environmental Sciences, Norwegian University of Life Sciences.

Michalev, T. and Petrov, I. (2012): The Removal of Heavy Metal Ions by Synthetic Zeolites: A Review, НАУЧНИ ТРУДОВЕ НА РУСЕНСКИЯ УНИВЕРСИТЕТ - 2012, том 51, серия 9.1

Microtox, 1992. Microtox ® Manual, A toxicity testing handbook. Microbics Corporation.

Moi, F, Sheau P., Teng P., and T.T. Teng, (2009): Heavy Metals Removal by Hydroxide Precipitation and Coagulation- Flocculation Methods from Aqueous Solutions, Water Qual. Res. J. Can. 2009 · Volume 44, No. 2, TBA-TBA

Morrin, N (2014) Skanska: Hallandsås Ridge Tunnel, Sweden.

Mroz A., Nilsson, A., Hoffmann, Å. (2008) Reningsanlaggningar for trafikdagvatten. Tillsynskampanj 07/08, Miljöförvaltningen, 28p

Muthukrishnan, S. (2006) Treatment of heavy metals in stormwater runoff using wet pond and wetland mesocosms. Proc of the annual international conference on soils, sediments, water and energy. 11(9)

Naturvårdsverket (1996): Karakterisering av utsläpp från kemiindustri, STORK-prosjekt, Rapport 4621.

NS-ISO 8692 EN 28692. 1ed May, 1993: "Water Quality_Fresh water algal growth inhibition test with *Scenedesmus subspicatus* and *Selenastrum capricornutum*"

Norsk Standard, NS 4733, Vannundersøkelse: Bestemmelse av totalt suspendert tørrstoff og gløderest i vann.

OECD GUIDELINES FOR TESTING OF CHEMICALS 201: "Algal, Growth Inhibition Test", June 1984 and supplementary Information written by A. O. Hanstveit (1982): "Evaluation of the Third ISO Interlaboratory Study with Algal Toxicity Test" TNO-Report.

OECD Guideline for testing of chemicals 202: "*Daphnia sp.*, Acute Immobilisation Test and Reproduction Test". April, 1993.

OSPAR (2012) Guidelines in support of Recommendation 2012/5 for a Risk-based Approach to Management of Produced Water Discharges from Offshore Installations (OSPAR Agreement: 2012-7).

- Paruch, A. M and Roseth, R. (2008 A): Treatment of tunnel wash waters – experiments with organic sorbent materials. Part 1: removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and nonpolar oil. J. Environ. Sci. 20: 1042-1045.
- Paruch, A. M and Roseth, R. (2008 B): Treatment of tunnel wash waters – removal of toxic metals. J. Environ. Sci. 20: 964-969.
- Qiao, X., Zhang, Z. Yu, J. and Ye, X (2008): Performance Characteristics of a hybrid membrane pilot-scale plant for oilfield produced wastewater. Desalination 118-122.
- Regnery, J. and Puttmann W. (2010): Seasonal fluctuations of organophosphate concentrations in precipitation and storm water runoff, Chemosphere, vol. 78 pp. 958-964, Feb.
- Roseth, R. (2013): Ny E6 Minnesund – Esp. Utslipp av rensset vaskevann fra vegtunneler. Vurdering av resipienteffekter. Bioforsk rapport Vol 8. Nr 105.
- Roseth, R. (2007): Utprøving av rensfilter for behandling av vaskevann fra vegtunneler, Rapport nr UTB 2007/01, Statens vegvesen
- Roseth R, Amundsen C E, Snilsberg P, Langseter A M, Hartnik T, (2003): Wash water from road tunnels – content of pollutants and treatment options. In: Proceedings 1st International Conference on Urban Drainage and Highway Runoff in Cold Climate. Riksgården, Sweden, 25–27 March, 2003. 109–117.
- Roseth, R. og Meland, S. (2006). Forurensing fra sterkt trafikkerte vegtunneler. Rapport Bioforsk og Statens vegvesen 2006. Bioforsk og Statens vegvesen
- Roseth, R. og Søvik, A. K. (2006). Nedbryting av såper til tunnelvask. Statens vegvesen, UTB rapport 2006/01. 33 sider.
- Roseth, R., Berggrund, K. og Einarsen, J.E. (2012). Renseanlegg for vaskevann fra vegtunneler. Dokumentasjon av rensanlegg og utprøving av rensfilter. Rapport Statens vegvesen/Bioforsk 7(115)2012: 79 s.
- Rusten B., Stang P., Rogne E., Siljudalen J. G. and Marcolini L. (2011): Development of a Compact, Cost Effective, and Energy Efficient Biofilm Reactor for Wastewater Treatment and Effluent Reuse. In: WEFTEC 2011: Session 71 - 80, pp. 5222-35
- Sag, Y. and Kutsal, T. (2001): Recent Trends in the Biosorption of Heavy Metals: A Review, Biotechnol. Bioprocess Eng. 2001, 6: 376-385
- Sahu, A.K., Bedoya, H., and Rusten, B. (2013) Recovering microalgae using Salsnes Filter. Proc of the IWA-LET conference, Bordeaux, France.
- SFT (1997a): Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT 97:04. TA-1468/1997.
- SFT, (1997b): Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT Veiledning 97:03; TA-1497/1997
- SFT (2000): Økotoksikologiske undersøkelser av industriavløp. SFT veileder 1750/2000.
- Statens vegvesen (1997): Renhold i tunneler. Rapport 97-3615, Oslo, Driftsteknisk avdeling, Vegdirektoratet
- Stotz G. and Ch. Holldorb, (2008): Highway tunnel washing and its effect on water quality, 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK.
- Søraker, J.M. og Halvorsen, P.S. (2013): Rapport fra jar-test med tunnelvaskevann fra Nordbytunnelen 22.05.2013 sluttrapport. Kemira laboratorierapport Ver. 2 16.07.2013
- Torp, M. and S. Meland, 2013, Estimering av forurensning i tunnel og tunnelvaskevann, Statens vegvesens rapportnr. 99.
- US EPA (1983): Test Methods for the Chemical Analysis of Water and Wastes. Washington, D.C. March. U.S. Environmental Protection Agency (EPA).
- Vik, E.A. (2014): Environmental Impact of Discharges of Polymer Flooded Produced Water under different Produced Water Treatment Scenarios. Presentation at TEKNAs 11th Produced Water Management Conference, Clarion Stavanger Hotel, January 21-22
- Vollertsen, J. and Juul, M. C. (2012): Opgradering af våde regnvandsbassiner for videregående rensning, Naturstyrelsen, www.nst.dk

Weideborg, M., Blytt, L.D., Stang, P., Henninge, L.B. og Vik, E.A. (2012): Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Aquateam-rapport, O-12055, Klif TA -3001/2012

Åstebøl, S.O. og Vik, E.A. (2014): Rensing av tunnelvaskevann – pilotrenseanlegg Norbytunnelen. Smakebiter fra laboratorieforsøk. Presentasjon på NORWAT FoU-smakebiter fra Etatsprogrammene, Teknologidagene i Trondheim 6.- 10. okt.

Aasum, J-H (2013): Effekter av vaskemiddel (TK601) på mobilitet av metaller ved sedimentering av tunnelvaskevann fra Nordby tunnelen, Ås, Akershus kommune. Et Laboratorieforsøk. Master oppgave Institutt for plante- og miljøvitenskap 30 STP, UMB



Statens vegvesen
Vegdirektoratet
Publikasjonsekspedisjonen
Postboks 8142 Dep 0033 OSLO
Tlf: (+47 915) 02030
publvd@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Trygt fram sammen