

## Bioforsk Rapport

Vol. 8 Nr. 105 2013

# Ny E6 Minnesund - Espa. Utslipp av renset vaskevann fra vegtunneler. Vurdering av resipienteffekter.

Roger Roseth

Bioforsk Jord og miljø



Hovedkontor  
Frederik A. Dahls vei 20,  
1432 Ås  
Tlf: 03 246  
post@bioforsk.no

Bioforsk Jord og miljø  
Frederik A. Dahls vei 20  
1432 Ås  
Tlf: 03 246  
jord@bioforsk.no

<b>Tittel:</b> Ny E6 Minnesund - Espa. Utslipp av rensset vaskevann fra vegtunneler. Vurdering av resipienteffekter.
<b>Forfatter(e):</b> Roger Roseth

<b>Dato:</b> 16.10.13	<b>Tilgjengelighet:</b> Lukket	<b>Prosjekt nr.:</b> 8520	<b>Arkiv nr.:</b>
<b>Rapport nr.:</b> 8(105)2013	<b>ISBN-nr.:</b>	<b>Antall sider:</b> 30	<b>Antall vedlegg:</b> 1

<b>Oppdragsgiver:</b> Fellesprosjektet E6 Dovrebanen; Statens Vegvesen og Jernbaneverket	<b>Kontaktperson:</b> Rolf Anders Systad
---	---

<b>Stikkord:</b> E6 Minnesund - Espa, vaskevann, vegtunneler, Mjøsa, resipientvurdering	<b>Fagområde:</b> Annen forurensning
--	---

<p><b>Sammendrag</b></p> <p>Etter oppdrag fra Fellesprosjektet E6 - Dovrebanen har Bioforsk vurdert resipienteffekter ved utslipp av rensset vaskevann fra vegtunneler på ny E6 Minnesund - Espa. Formålet har vært å vurdere om utslipp av rensset vaskevann er miljøakseptabelt for Mjøsa og lokale bekker. Vurderingen omfatter Korslundtunnelen, Morskogtunnelen og Espatunnelen. Gitte forutsetninger er prosjekterte renseløsninger for sedimentasjon og nedbryting, og en vaskepraksis som i Eidsvolltunnelen.</p> <p>Prosjektet har omfattet befarings, innsamling og vurdering av grunnlagsdata for resipienter, en studie av rensegrad ved lagring/sedimentasjon av vaskevann fra Eidsvolltunnelen og en samlet vurdering av aktuelle utslipp og potensielle miljøeffekter.</p> <p>Kontrollert nedbryting og sedimentasjon av vaskevann fra Eidsvolltunnelen (4 og 15 °C) ga god rensing av vaskevannet. 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 gjennomført forsøk anbefales innlagring i minst 4 - 8 uker før rensset vaskevann føres til utslipp. Dersom utpumping av rensset vann fordeles over et døgn forventes det ingen merkbare resipienteffekter ved utslipp til Mjøsa. Utløpet av Dalsbekken og Skrepperudbekken vurderes å være lite sårbare, og bør tåle en periodisk tilførsel av rensset vaskevann.</p> <p>Pumpeløsning og fysisk anordning for plassering og effekt av sugeslange vurderes som svært viktig for å unngå resuspensjon av akkumulert slam slik at det oppnås en god rensegrad for vaskevannet. Det anbefales tett oppfølging og kontroll av prosjekterte løsninger under bygging og etter ferdigstilling. Det bør utføres egne undersøkelser ferdigstilte renseløsninger for å sikre at disse fungerer som planlagt.</p> <p>Ferdig behandlet vaskevann forventes å være tilnærmet oksygenfritt som følge av nedbryting av såpekomponenter.</p> <p><b>Gitt resultater fra gjennomført forsøk med innlagring og sedimentasjon synes utslipp av rensset vaskevann å kunne gjennomføres uten fare for merkbare resipienteffekter i Mjøsa. Vaskevann med såpe vil gi utslipp av oksygenfritt vann. Vasking uten såpe vil gi en bedre utslippskvalitet. Sedimentert slam forutsettes sugd opp og fraktet bort med tankbil til godkjent mottak.</b></p>
--

Godkjent

Trond Mæhlum

Prosjektleder

Roger Roseth



## Forord

---

Etter oppdrag fra Fellesprosjektet E6 - Dovrebanen har Bioforsk vurdert resipienteffekter ved utslipp av rensset vaskevann fra vegtunneler på strekningen Minnesund - Espa.

Roger Roseth har vært ansvarlig for gjennomføringen av prosjektet.

Rolf Anders Systad har vært oppdragsgivers kontaktperson og bidratt med nyttig og nødvendig informasjon under prosjektgjennomføringen.

# Innhold

---

1.	Sammendrag .....	5
2.	Innledning .....	6
3.	Vegstrekning, tunneler og resipienter .....	7
3.1	Vegstrekning .....	7
3.2	Tunneler og renseløsninger .....	8
3.2.1	Korslundtunnelen .....	8
3.2.2	Morskogtunnelen .....	8
3.2.1	Espatunnelen .....	8
3.3	Resipienter .....	9
3.3.1	Mjøsa .....	9
3.3.2	Dalsrubbekken .....	11
3.3.3	Skrepperubbekken .....	11
3.4	Dimensjonerende mengde vaskevann .....	12
3.5	Urenset og rensset vaskevann - kvalitet .....	13
4.	Nedbryting og sedimentasjon - forsøk .....	14
4.1	Utstyr og gjennomføring .....	14
4.2	Analyser .....	15
4.3	Resultater .....	16
4.3.1	Rensing av vaskestoffer .....	16
4.3.2	Suspendert stoff og turbiditet .....	18
4.3.3	Total olje .....	18
4.3.4	Rensing av kobber, krom, og bly .....	20
4.3.5	Rensing av sink .....	23
4.3.6	Rensing etter 8 uker .....	24
4.3.7	Oksygen- og redoksforhold - lagret vaskevann .....	25
4.3.8	Billedokumentasjon .....	26
5.	Sammenfattende vurderinger .....	27
6.	Litteratur .....	29
	Vedlegg .....	30

# 1. Sammendrag

---

Etter oppdrag fra Fellesprosjektet E6 - Dovrebanen har Bioforsk vurdert resipienteffekter ved utslipp av rensset vaskevann fra vegtunneler på ny E6 Minnesund - Espa. Formålet har vært å vurdere om utslipp av rensset vaskevann er miljøakseptabelt for Mjøsa og lokale bekker. Vurderingen omfatter Korslundtunnelen, Morskogtunnelen og Espatunnelen. Gitte forutsetninger er prosjekterte renseløsninger for sedimentasjon og nedbryting, og en vaskepraksis som i Eidsvolltunnelen.

Prosjektet har omfattet befaring, innsamling og vurdering av grunnlagsdata for resipienter, en studie av rensegrad ved lagring/sedimentasjon av vaskevann fra Eidsvolltunnelen og en samlet vurdering av aktuelle utslipp og potensielle miljøeffekter.

Kontrollert nedbryting og sedimentasjon av vaskevann fra Eidsvolltunnelen (4 og 15 °C) ga god rensing av vaskevannet. 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 gjennomført forsøk anbefales innlagring i minst 4 - 8 uker før rensset vaskevann føres til utslipp. Dersom utpumping av rensset vann fordeles over et døgn forventes det ingen merkbare resipienteffekter ved utslipp til Mjøsa. Utløpet av Dalsbekken og Skrepperudbekken vurderes å være lite sårbare, og bør tåle en periodisk tilførsel av rensset vaskevann.

Pumpeløsning og fysisk anordning for plassering og effekt av sugeslange vurderes som svært viktig for å unngå resuspensjon av akkumulert slam slik at det oppnås en god rensegrad for vaskevannet. Det anbefales tett oppfølging og kontroll av prosjekterte løsninger under bygging og etter ferdigstilling. Det bør utføres egne undersøkelser ferdigstilte renseløsninger for å sikre at disse fungerer som planlagt.

Ferdig behandlet vaskevann forventes å være tilnærmet oksygenfritt som følge av nedbryting av såpekomponenter.

**Gitt resultater fra gjennomført forsøk med innlagring og sedimentasjon synes utslipp av rensset vaskevann å kunne gjennomføres uten fare for merkbare resipienteffekter i Mjøsa. Vaskevann med såpe vil gi utslipp av oksygenfritt vann. Vasking uten såpe vil gi en bedre utslippskvalitet. Sedimentert slam forutsettes sugd opp og fraktet bort med tankbil til godkjent mottak.**

## 2. Innledning

---

Etter oppdrag fra Statens vegvesen og Jernbaneverket har Bioforsk vurdert resipienteffekter ved utslipp av rensset vaskevann fra tre nye vegtunneler til Mjøsa. For to av tunnelene planlegges utslippet ført til to mindre lokale bekker, nær bekkenes utløp til Mjøsa.

Urenset vaskevann fra vegtunneler inneholder rester av vaskemidler, mye partikler og til dels høye konsentrasjoner av trafikkskapt forurensning (Roseth og Meland 2006, Roseth et al. 2012). Anvendte vaskestoffer er giftige for vannlevende organismer før nedbryting (Roseth og Søvik 2006). I verste fall kan vaskestoffene være akutt giftige for fisk og bunndyr i konsentrasjoner ved noen få milligram per liter.

Mengden forurensning i vaskevann fra vegtunneler vil variere med trafikkbelastning, sesong, vaskeprosess, overflate i tunnelen, overvannssystem med mere (Roseth og Meland 2006 og Meland 2010). Det anbefales etablering av renseløsninger for vaskevann for alle vegtunneler som skal vaskes jevnlig. Særlig viktig er det for sterkt trafikkerte vegtunneler med utslipp til sårbare resipienter.

Ved bygging av nye motorveger i Norge etableres det alltid renseløsninger for vaskevann fra vegtunneler. Renseløsningene har vist stor variasjon, og det har vært behov for en mer enhetlig praksis for prosjektering og bygging. Behovet for rensing vil variere med resipientkapasiteten, og vil øke ved utslipp til små og sårbare vassdrag.

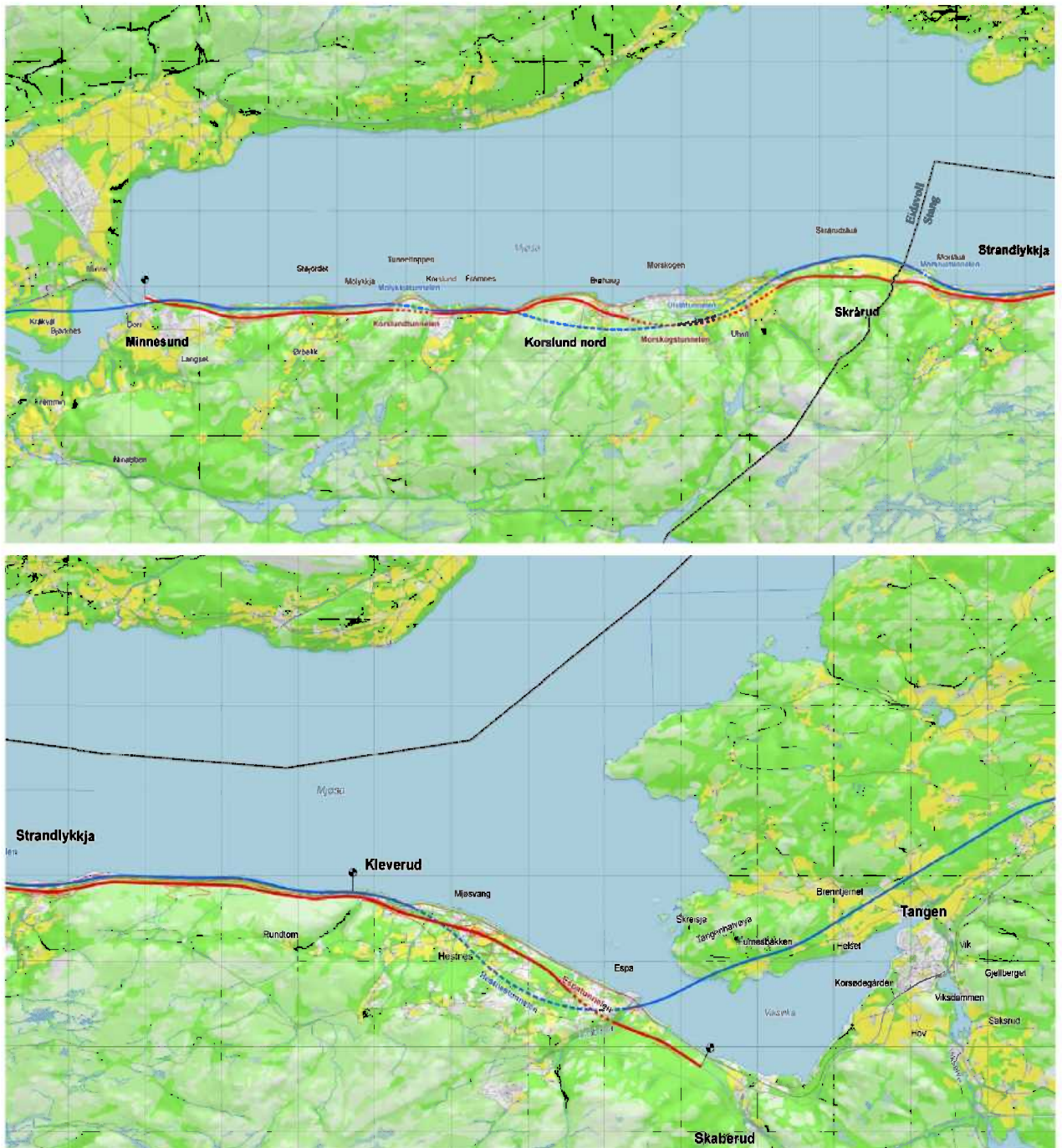
Ferdig bygde renseløsninger for vaskevann har vist seg å kunne ha feil og mangler som kan redusere rensegraden for anleggene. Dette har sammenheng med at det er liten erfaring og kompetanse knyttet til prosjektering, bygging og ferdigkontroll av anleggene, og at driftspersonell i liten grad blir trukket med under prosjektering.

Det er behov for økt kontroll og vurdering i hele prosessen fra planlegging og prosjektering fram til drift av ferdig renseløsning (Roseth et al. 2012).

## 3. Vegstrekning, tunneler og resipienter

### 3.1 Vegstrekning

Figur 1 viser aktuell vegstrekning og de tre vegtunnelene som har blitt vurdert med hensyn til utslipp av rensset vaskevann fra nye vegtunneler. Ny E6 Minnesund - Espa omfatter 3 vegtunneler: Korslundtunnelen, Morskogtunnelen og Espatunnelen. Veg og tunneler bygges med 4 felt adskilt i to separate løp. Dagens trafikkbelastning er rundt 12 000 ÅDT, og i 2030 tilsier prognosene en trafikkbelastning rundt 20 000 ÅDT.



Figur 1. Viser ny E6 Minnesund –Espa samt aktuelle vegtunneler (i rødt). Ny trase for Dovrebanen er vist i blått ([www.vegvesen.no](http://www.vegvesen.no)).



## 3.2 Tunneler og renseløsninger

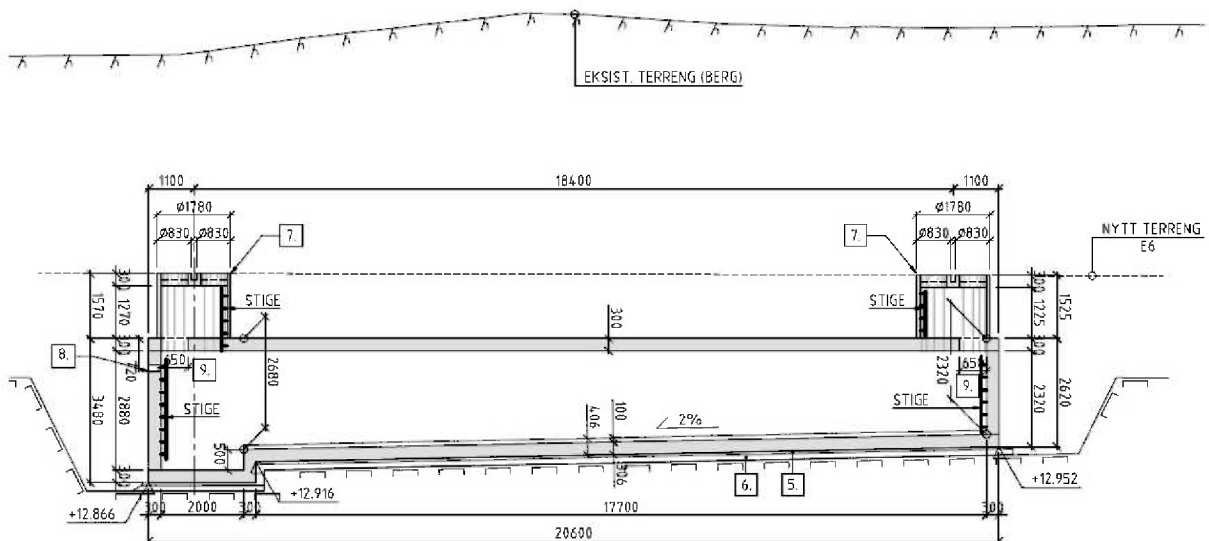
Generelt har planlagte renseløsninger blitt dimensjonert ut fra maksimal tilført mengde vaskevann ved helvask av tunnelene. Maksimal forbrukt vannmengde har blitt satt til 100 m<sup>3</sup> per km tunnel (totalt for to løp med to felt i hvert løp). Det har blitt antatt at 60 -90 % av totalt vannforbruk når fram til renseløsningen, eller et gjennomsnitt på 70 m<sup>3</sup> per km tunnel.

Rensing forutsetter at tilført vann får stå i ro for sedimentasjon og nedbryting i minst 4 uker og helst fram til neste planlagte vask av tunnelen (over 8 uker). Før oppfylling med nytt forurenset vaskevann kan rensert vann pumpes til resipient fordelt over en periode på 24 timer. Eventuell nødvendig tømming av slam utføres før tilførsel av nytt vaskevann utføres i denne perioden.

I forhold til eventuelt tankbilvelt kan rensertankene dimensjoneres og utformes slik at de gir sikkerhetsvolum for oppsamling av antatt maksimal drivstoffmengde.

### 3.2.1 Korslundtunnelen

Korslundtunnelen er 560 m lang. Vaskevannet renses/lagres i en tank som er dimensjonert for å romme hele volumet av vaskevann, beregnet til rundt 60 m<sup>3</sup>. Prosjektert tank skal plass-støpes i betong og har et samlet volum for slam og vann på rundt 150 m<sup>3</sup>. Snitt av prosjektert tank er vist i figur 2. Rensert vaskevann pumpes til utslipp i Dalsrubekken og videre til Mjøsa. Tanken er tilrettelagt for at rensert vaskevann alternativt kan kjøres bort med sugebil.



Figur 2. Snitt av prosjektert tank for rensing/innlagring av vaskevann fra Korslundtunnelen.

### 3.2.2 Morskogtunnelen

Morskogtunnelen er 2250 m lang. Maksimal mengde rensert vaskevann tilført renseløsning ble beregnet til rundt 320 m<sup>3</sup>. Prosjektert tank for rensing/innlagring av vaskevann skal gi rom for maksimal vannmengde samt et ekstra volum for akkumulert slam. Det er lagt inn et ekstra nødvolum på 100 m<sup>3</sup>. Samlet volum for prosjektert renseløsning er rundt 420 m<sup>3</sup> (figur 3). Rensert vann føres til utslipp i Mjøsa via overvannsledning og åpen grøft, men kan alternativt kjøres bort med sugebil.

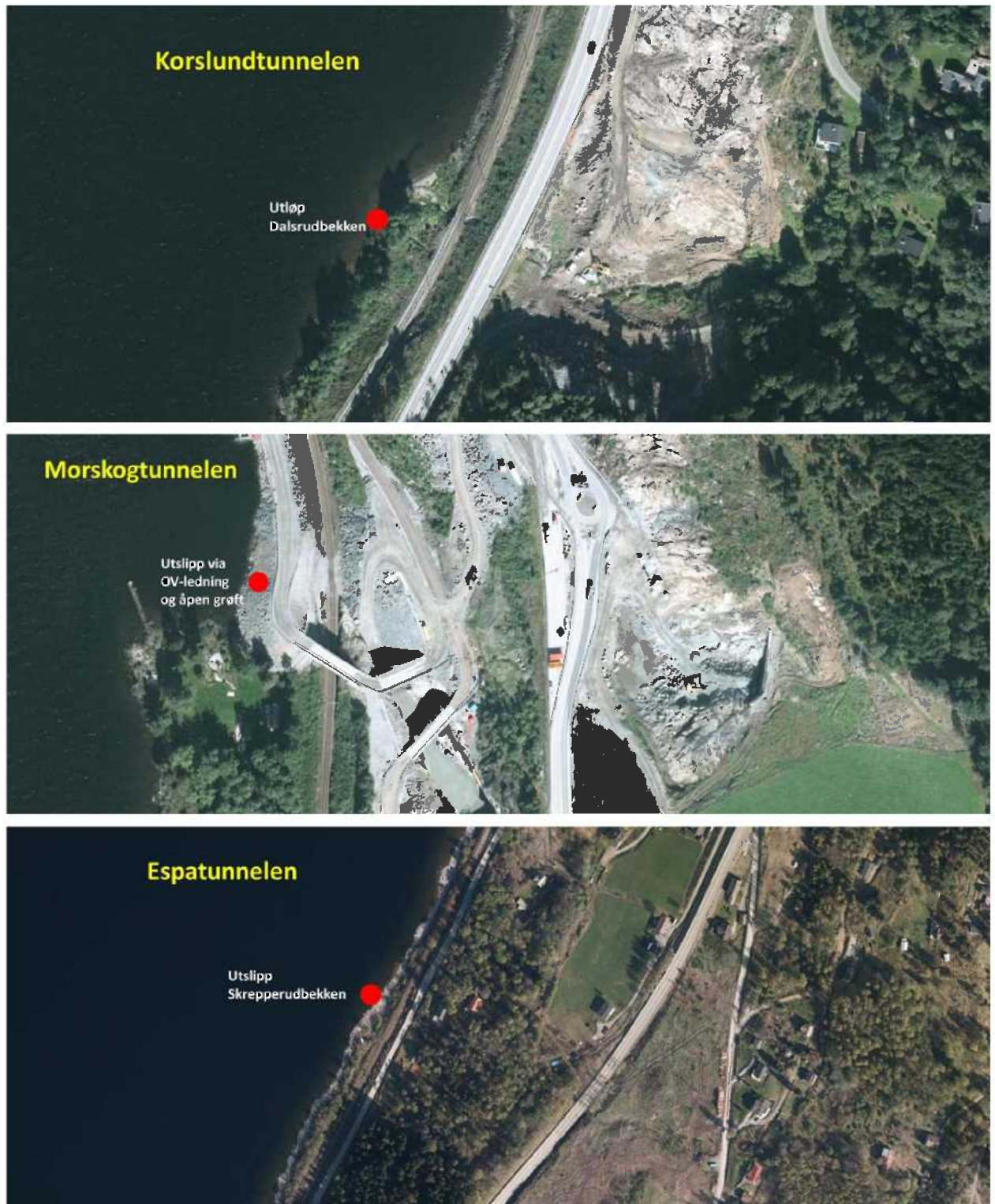
### 3.2.1 Espatunnelen

Espatunnelen er rundt 500 m lang. Maksimal mengde vaskevann tilført renseløsning ble beregnet til rundt 50 m<sup>3</sup>. Prosjektert renseløsning tar utgangspunkt i at tilført vaskevann skal fordeles på to tanker (tankvolum 2 x 50 m<sup>3</sup>) som til sammen skal gi tilstrekkelig volum for maksimal vannmengde og akkumulert slam (figur 4). Rensert vann føres til utslipp i Skrepperubekken ved FV 512 og videre til Mjøsa.



I Mjøsa er det tre lokale resipientområder for utslipp av rensset vaskevann (figur 5). Et ved utløpet av Dalsrubbekken, et ved ny steinfylling ned i Mjøsa ved Narviktangen og et ved Skrepperubbekken.

Før oppstart av anleggsarbeid med driving av tunneler utførte NIVA ved Thorleif Bækken en miljørisikovurdering av utslipp av rensset anleggsvann fra tunneldriving til de aktuelle resipientområdene i Mjøsa (Bækken og Berge 2011). Det ble ikke gjort nærmere undersøkelser av biologisk mangfold i disse områdene, men det ble antatt som lite sannsynlig at forekomster av spesielt viktige arter bare finnes i disse områdene. En midlertidig nedslamming av lokale strandområder ble vurdert som akseptabel, da det vil skje selvrestaurering innenfor et år etter en slik hendelse.



Figur 5. Viser aktuelle utslippsområder for rensset vaskevann fra de tre tunnelene.



### 3.3.2 Dalsrubbekken

Renset vaskevann fra Korslundtunnelen er planlagt sluppet til Dalsrubbekken rett før bekkens utløp til Mjøsa.

Grovt vurdert på kart synes Dalsrubbekken å ha et nedbørfelt rundt 2,5 km<sup>2</sup>. Lengden av bekkestrengen er rundt 3,2 km ([www.atlas.nve.no](http://www.atlas.nve.no)), og årlig middelavrenning er rundt 14 l/s\*km<sup>2</sup>. Forventet midlere avrenning i bekken er dermed rundt 35 l/s. Lavvannføring er forventet å ligge rundt 3,5 l/s.

Som en del av forundersøkelser ved reguleringsplan ble det utført biologiske undersøkelser i Dalsrubbekken i mai 2009.

Forholdene for fisk ble kartlagt av Dønnum (2009). Bekken ble vurdert å ha lav verdi for fisk pga manglende gytesubstrat og kort åpen strekning (50 m) opp til vandringshinder ved jernbanen (figur 6). Elfiske ga en tilfeldig ørret, og det ble ikke påvist harr i bekken. Bekken har godt fall og ble vurdert som lite sensitiv for akkumulering av sediment.

Det biologiske mangfoldet i Dalsrubbekken ble undersøkt av BioFokus i august 2009 (Olsen 2009). Ingen spesielle arter ble registrert, hverken av planter eller bunndyr.

Samlet vurdering for gjennomførte biologiske undersøkelser var at den nedre delen av Dalsrubbekken hadde begrenset/liten verdi for fisk og annet biologisk mangfold.

Utslipp av 60 m<sup>3</sup> rensed vaskevann fordelt over 1 døgn vil gi en midlere tilførsel på 0,7 l/s. Ved lavvannføring i Dalsrubbekken vil utslippet teoretisk bli fortynnet 5 ganger og ved middelvannføring 50 ganger.



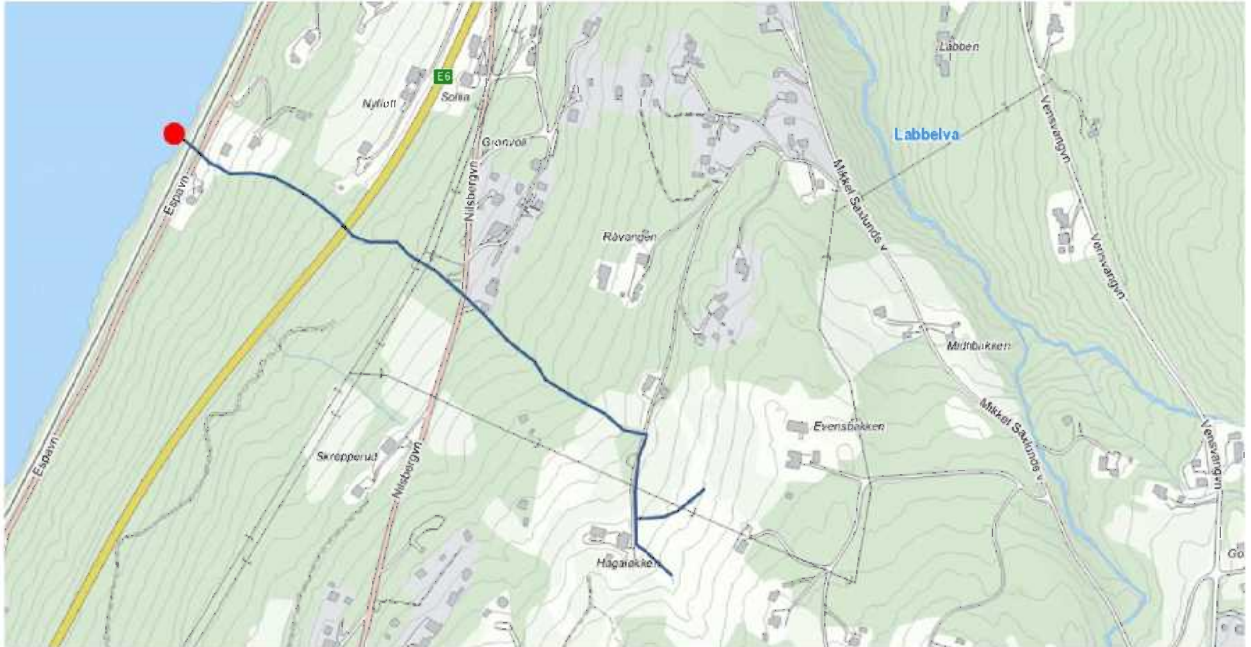
Figur 6. Nedre del av Dalsrubbekken. Vandringshinder ved kulvert under jernbane (Dønnum 2009).

### 3.3.3 Skrepperubbekken

Skrepperubbekken (figur 7) er en liten bekk med et nedbørfelt på rundt 0,5 km<sup>2</sup>. Forventet middelvannføring forventes å ligge rundt 7 l/s. Bekken forventes å tørke ut i perioder med langvarig tørke. Bekken har ikke blitt undersøkt med hensyn til fisk og biologisk mangfold. Bekken stuper bratt

ned fra skråningen ned mot Trondheimsveien og føres i kulvert under lokalvegen og under jernbanen fram til Mjøsa. Forholdene indikerer at bekken har lav/ingen verdi for fisk og annet biologisk mangfold.

Utslipp av rensset vaskevann fra Espatunnelen vil skje til den nederste delen av Skrepperudbekken, rett før innløp kulvert under lokalveg og jernbane. Utslipp av 50 m<sup>3</sup> rensset vaskevann fordelt over 1 døgn vil gi en midlere tilførsel på 0,6 l/s. Ved middelvannføring i bekken antas utslippet å fortynnes rundt 10 ganger i bekkevannet.



Figur 7. Viser bekkeløpet til Skrepperudbekken og utløp til Mjøsa.

### 3.4 Dimensjonerende mengde vaskevann

Forbruk av vann og såpekomponenter ved tunnelvask vil kunne variere avhengig av vaskeentreprenør, tunnelens trafikkbelastning, vaskeintervaller og type vask (helvask, veggvask eller teknisk vask). Helvask gjennomføres normalt kun en gang i året og omfatter teknisk, vegger og tak samt vegbanespyling. Denne vasken gir det største forbruket av vann og såpe og blir dimensjonerende for renseløsningen. På bakgrunn av tidligere undersøkelser av tunnelvask (Roseth og Meland 2006) har det blitt antatt et «normalt» vannforbruk ved helvask på 100 m<sup>3</sup> vann per km toløps og firefelts tunnel. Av dette utgjør forbrukt såpe 0,2 - 0,5 % av samlet volum av vaskevann, dvs. rundt 500 l såpe per km.

Undersøkelser rapportert 2012 (Roseth et al. 2012) har vist at det kan være større variasjon i forbruk av vaskevann ved helvask. For sterkt trafikkerte tunneler som vaskes bare en gang i året har det blitt brukt opp til 220 m<sup>3</sup> per km (toløps og firefelts, samlet forbruk). Samlet sett for alle undersøkte tunneler var «normalt» forbruk av vaskevann ved helvask under 100 m<sup>3</sup> per km.

For helvask i Eidsvolltunnelen utført natt til 04.06.13 anslo Mesta et samlet forbruk på 200 m<sup>3</sup> for 1200 m tunnel, dvs. 165 m<sup>3</sup> per km.

Det er ikke sikre tall på hvor mye av forbrukt vaskevann som har avrenning til renseløsningen, men det antas å være i intervallet mellom 60 og 90 % av vannforbruket.

Tar vi utgangspunkt i et vannforbruk på rundt 100 m<sup>3</sup> per m så vil maksimal mengde vaskevann fra Korslundtunnelen blir 60 m<sup>3</sup>, fra Morskogtunnelen 230 m<sup>3</sup> og fra Espatunnelen 50 m<sup>3</sup>.

### 3.5 Urenset og renet vaskevann - kvalitet

Rapporten «Renseanlegg for vaskevann fra vegtunneler» (Roseth et al. 2012) har gitt ny informasjon om kvalitet av urenet og renet vaskevann fra sterkt trafikkerte vegtunneler.

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 m<sup>3</sup>. Mye av den total forurensningen i vaskevann er knyttet til partikler, men det finnes også komponenter som i stor grad er løst.

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. For kobber og sink kan en større andel foreligge som løst i vannfasen, og i mindre grad bli fjernet gjennom sedimentasjon.

Noen helsefokusede PAH-forbindelser som benzo(a)pyren med flere foreligger i uønsket høye konsentrasjoner i urenet vaskevann. Disse kan delvis fjernes i en renseløsning for sedimentasjon og innlagring av vaskevann.

Såpeforbindelsene bidrar til et høyt innhold av organisk stoff i urenet vaskevann (Roseth og Søvik 2006 og Roseth et al. 2012). Det ble målt totalt organisk karbon på rundt 500 mg TOC per liter i urenet 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 sedimentasjon.

Biologisk nedbryting av såpekomponentene bidrar til å fjerne oksygen i innlagret vaskevann. Etter lang tids (flere uker) sedimentasjon og innlagring vil renet vann være oksygenfritt. I verste fall kan vannet være illeluktende, men det oppstod ingen kraftig lukt ved gjennomførte forsøk.

Ved tunnelvask utført uten bruk av såpe varierte totalt organisk karbon i urenet vaskevann mellom 10 og 40 mg TOC. Vask uten såpe vil forbedre utslippskvaliteten for renet vaskevann, og redusere risiko for eventuelle biologiske effekter.

Nedbryting og fjerning av vaskestoffene vurderes som ekstra viktig da disse kan gi gifteffekter på vannlevende organismer ved lave konsentrasjoner (Roseth og Søvik 2006).

Forsterket rensing av vaskevann ved bruk av filterløsninger og fellingskjemikalier har tidligere blitt undersøkt av Paruch og Roseth (A og B), Roseth et al. 2012 og Byman 2012.



## 4. Nedbryting og sedimentasjon - forsøk

### 4.1 Utstyr og gjennomføring

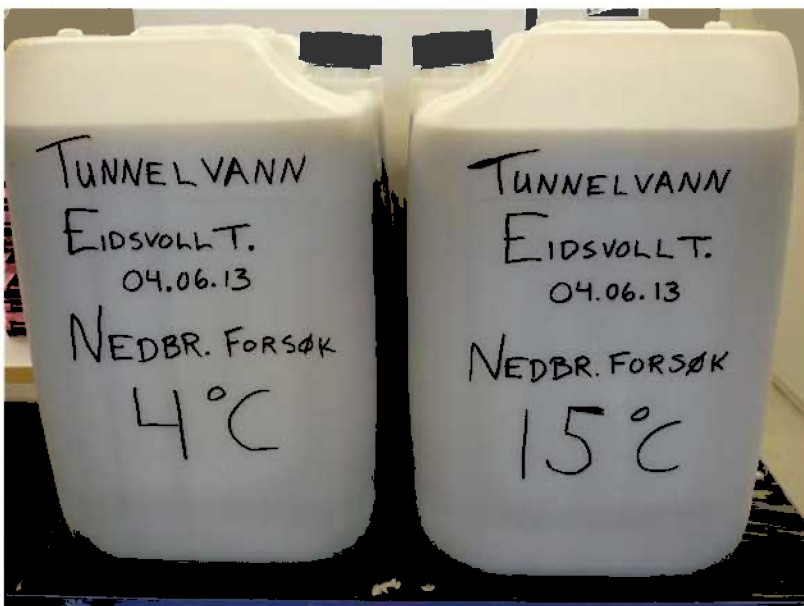
Vaskevann for gjennomføring av forsøk med innlagring og sedimentasjon ble hentet ved innløp til oppsamlingstanker for vaskevann ved Eidsvolltunnelen ved helvask natt til 04.06.13 (figur 8). Det ble hentet ut vaskevann til å fylle to 25 l kanner med urensset vaskevann samt tatt ut vannprøver for analyse av urensset vaskevann.

Kannene med urensset vaskevann (figur 9) ble satt til innlagring og sedimentasjon ved to ulike temperaturer, henholdsvis 4 og 15 °C, for å etterligne vinter- og sommerforhold i rensebasseng. Målsettingen var å avklare om kombinasjonen av sedimentasjon og nedbrytning kunne gi en rensset vaskevann som var akseptabelt for utslipp til Mjøsa via lokale bekker eller OV-ledning.

Vaskevannet fra Eidsvolltunnelen ble valgt som «modellvann» for forsøket, siden denne tunnelen har tilsvarende trafikkmengde og overvannssystem som tunnelene på strekningen Minnesund - Espa.

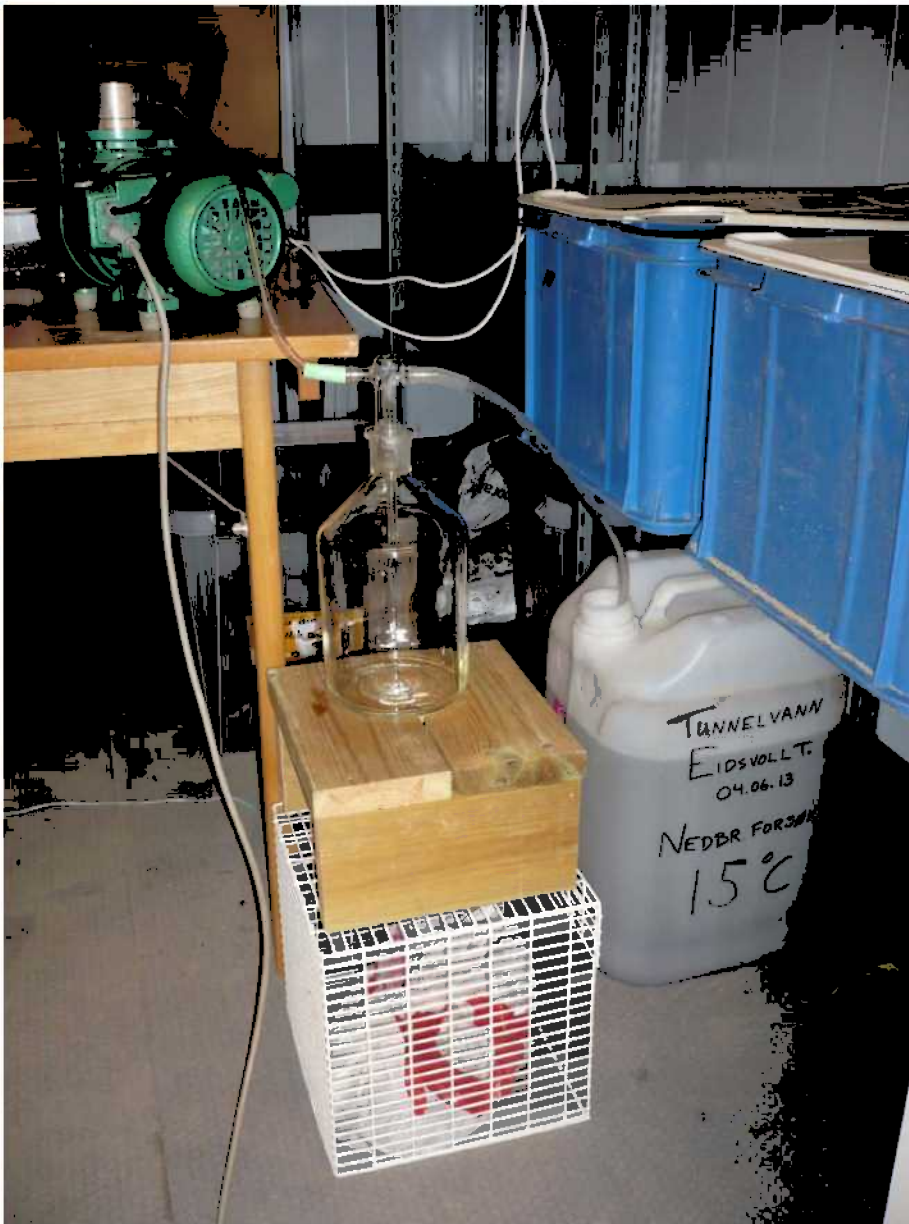


Figur 8. Viser vask av lysrekke i Eidsvolltunnelen natt til 04.06.13. .



Figur 8. Viser 25 l dunker satt for sedimentasjon og innlagring på klimarom 04.06.13.

Det ble tatt ut vannprøver fra vaskevannet satt til behandling i dunkene etter 2, 4 og 8 uker. Vannprøvene ble tatt ut ved hjelp av en vakumpumpe og en oppsamlingsflaske (figur 10). Vannprøven ble tatt ut ved å plassere sugeslangen 30-50 mm under overflaten av forsedimentert vaskevann slik at det ikke skjedde resuspensjon av sedimenterte partikler.



Figur 10. Viser utstyr som ble brukt ved uttak av vannprøver: vakumpumpe, oppsamlingsflaske og sugeslange ned i forsedimentert vaskevann.

## 4.2 Analyser

Vannprøvene ble analysert hos ALS Norge. Følgende parametere ble analysert: Anioniske, kationiske og nonioniske tensider, totalt organisk karbon, suspenderte stoff, turbiditet, total olje, PAH, totalfosfor, totalnitrogen, klorid, pH og ledningsevne.

For metallene jern, mangan, natrium, aluminium, arsen, kadmium, krom, kobber, kvikksølv, nikkel, bly og sink ble det analysert både på oppsluttet og filtrert prøve. Det samme gjaldt for kalsium, magnesium, barium, kobolt, molybden og vanadium.

Analysen for total olje, PAH og tensider ble levert på 1 l glassflasker. De andre analysene ble gjort med utgangspunkt i prøver levert på 1 l plastflasker. Det ble levert 5 flasker (5 l) hver prøveomgang.

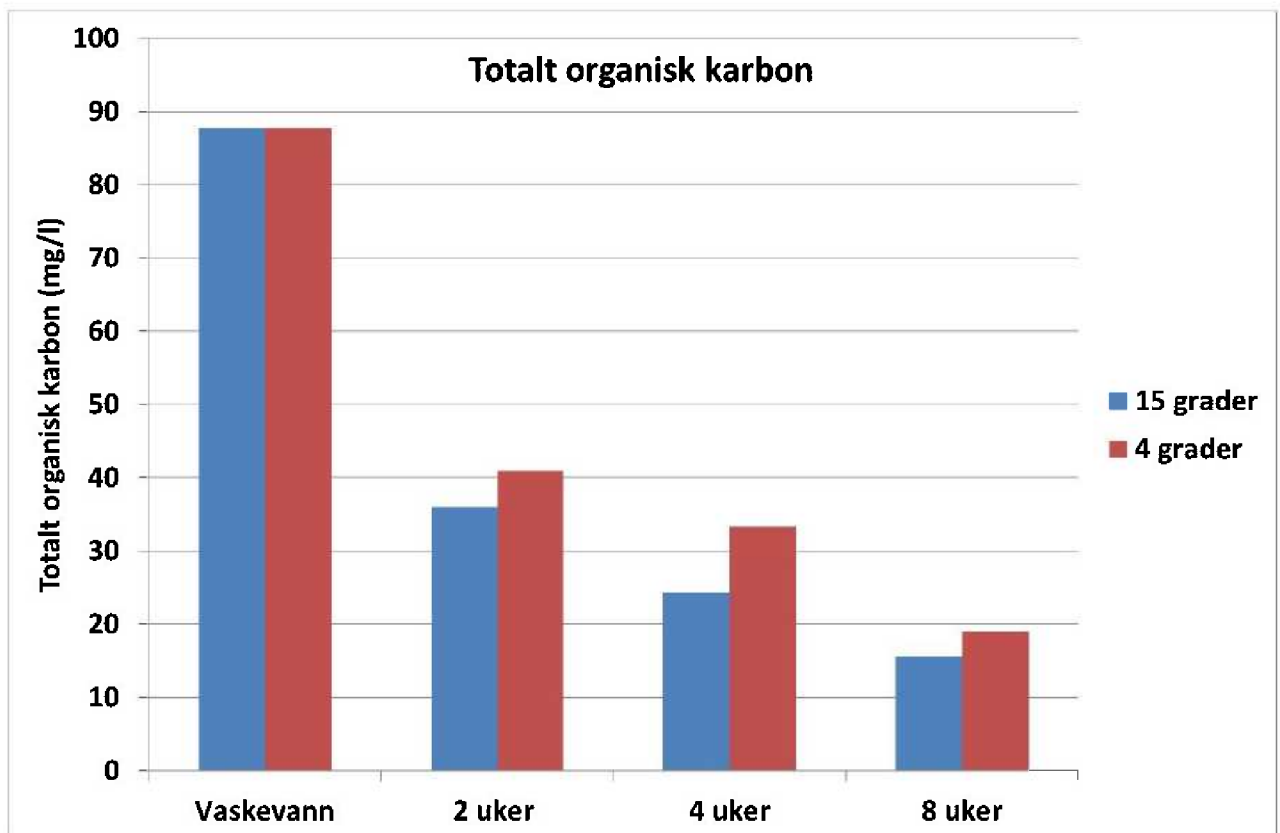


## 4.3 Resultater

### 4.3.1 Rensing av vaskestoffer

Det ble analysert for nonioniske, kationiske og anioniske tensider. I tillegg ble det analysert for totalt organisk karbon som bidrar til å gi et totalbilde av mengde organiske tensider og nedbrytning av disse.

Tidligere undersøkelser har vist at konsentrasjonen av totalt organisk karbon i urensset vaskevann kan være opp mot 600 mg TOC/l (Roseth et al. 2012). For denne undersøkelsen var konsentrasjonen i urensset vaskevann 88 mg TOC/l. Figur 11 viser hvordan konsentrasjonen av totalt organisk karbon avtar ved økende tid for innlagring og sedimentasjon av vaskevannet ved temperaturer på henholdsvis 4 og 15 °C. Etter to uker var konsentrasjonen mer enn halvert og etter 8 uker var konsentrasjonen rundt 20 % av opprinnelig konsentrasjon. Høyere temperatur ga noe bedre rensegrad, men forskjellen var overraskende små.



Figur 11. Rensing av totalt organisk karbon fra såpe etter sedimentasjon og nedbryting.

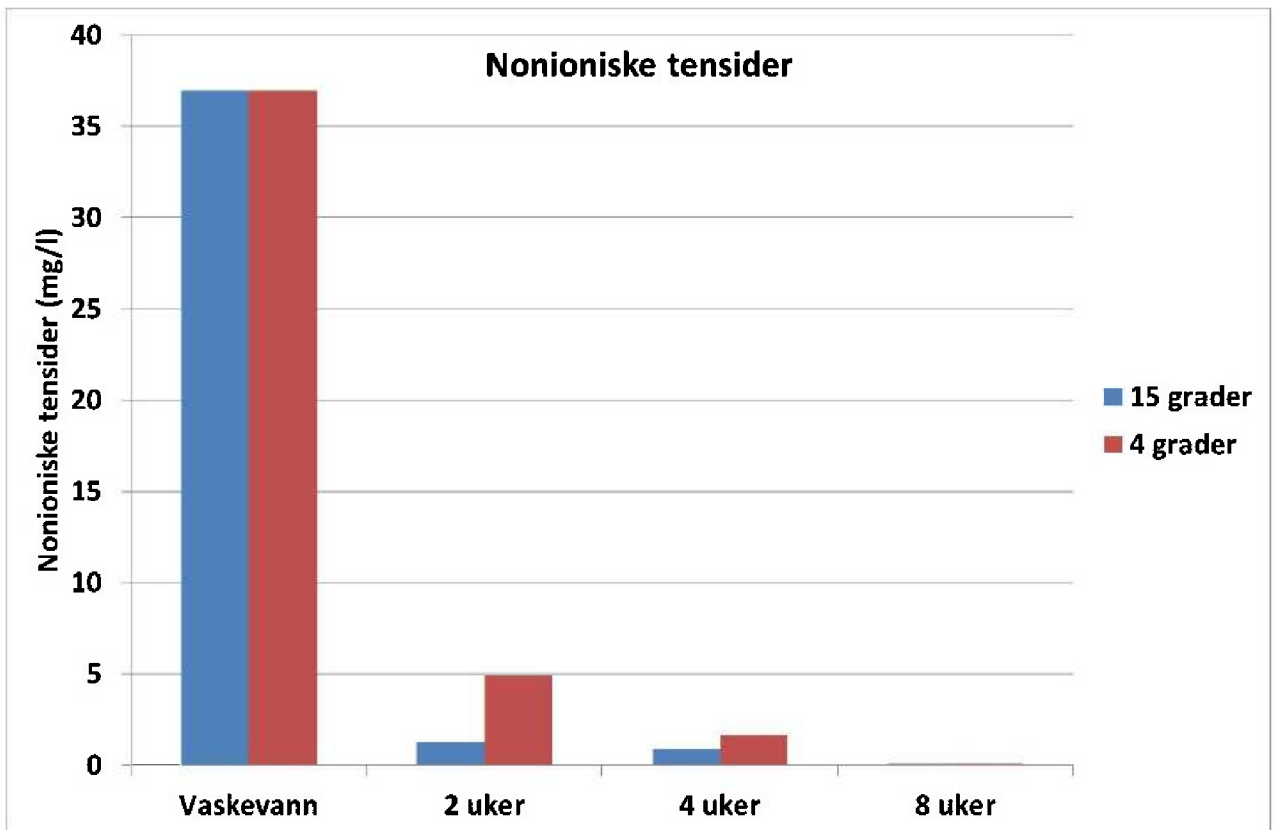
Analysene av vaskestoffer indikerte at disse var dominert av nonioniske tensider, mens det var lavere konsentrasjoner av kationiske og anioniske tensider.

Figur 12 viser at urensset vaskevann inneholdt 37 mg nonioniske tensider per liter. Etter to uker var dette redusert til 1,3 mg/l for forsøket ved 15 °C og 4,9 mg/l for forsøket ved 4 °C. Etter 8 uker var det ikke målbare konsentrasjoner av nonioniske tensider ved hverken 15 eller 4 °C.

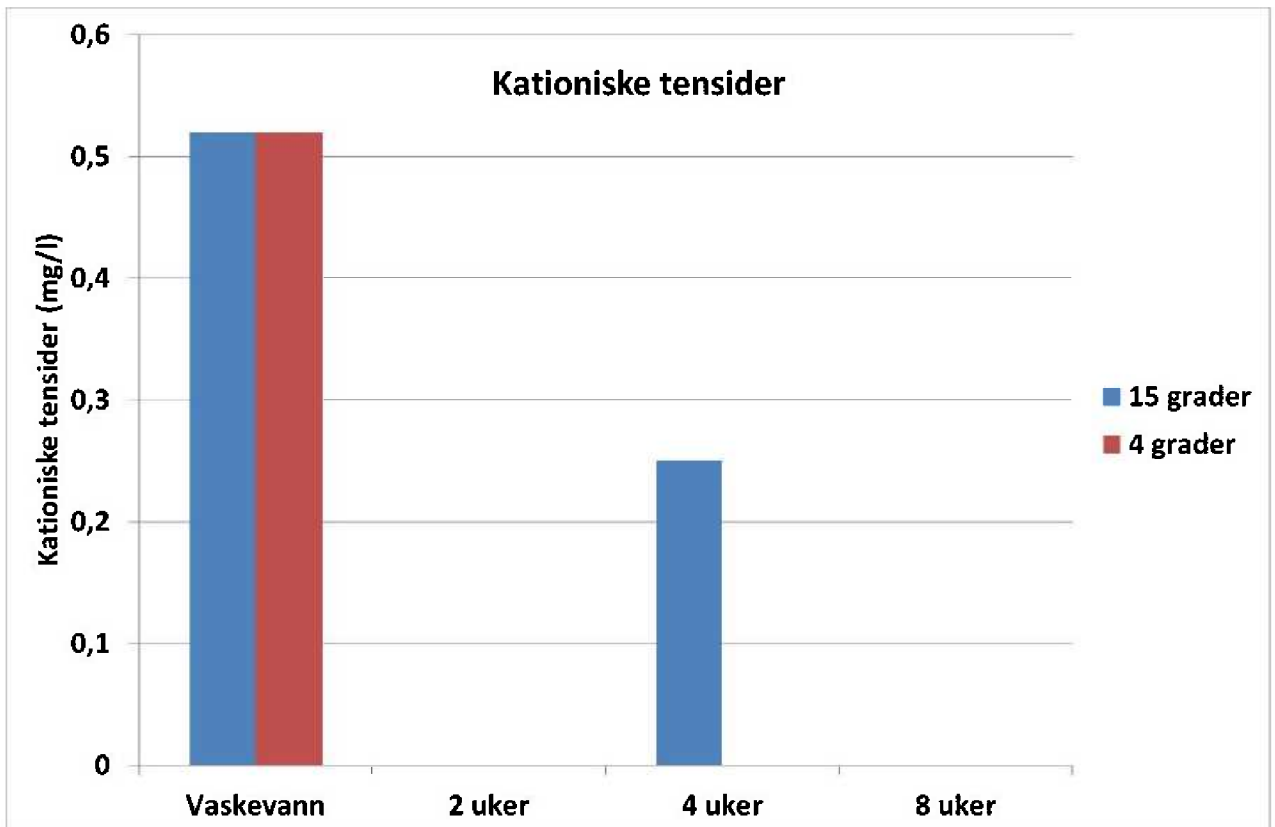
Figur 13 viser konsentrasjoner av kationiske tensider med økende tid for innlagring og sedimentasjon. Sammenlignet med nonioniske tensider ble det påvist en lav startkonsentrasjon av disse, kun 0,5 mg/l. Allerede etter 2 uker var konsentrasjonene av disse under deteksjonsgrensen på 0,2 mg/l. For forsøket ved 15 °C ble det påvist en konsentrasjon på 0,25 mg/l etter 4 uker. Dette kan være som et resultat av at det dannes nedbrytningsprodukter av nonioniske tensider.

Figur 14 viser konsentrasjoner av anioniske tensider med økende tid. Startkonsentrasjonen i urensset vaskevann var 0,8 mg/l. Målte konsentrasjoner varierte over tid og etter 4 uker ble det målt en konsentrasjon på rundt 1 mg/l for begge forsøk. Etter 8 uker var målte konsentrasjoner rundt 0,3 mg/l

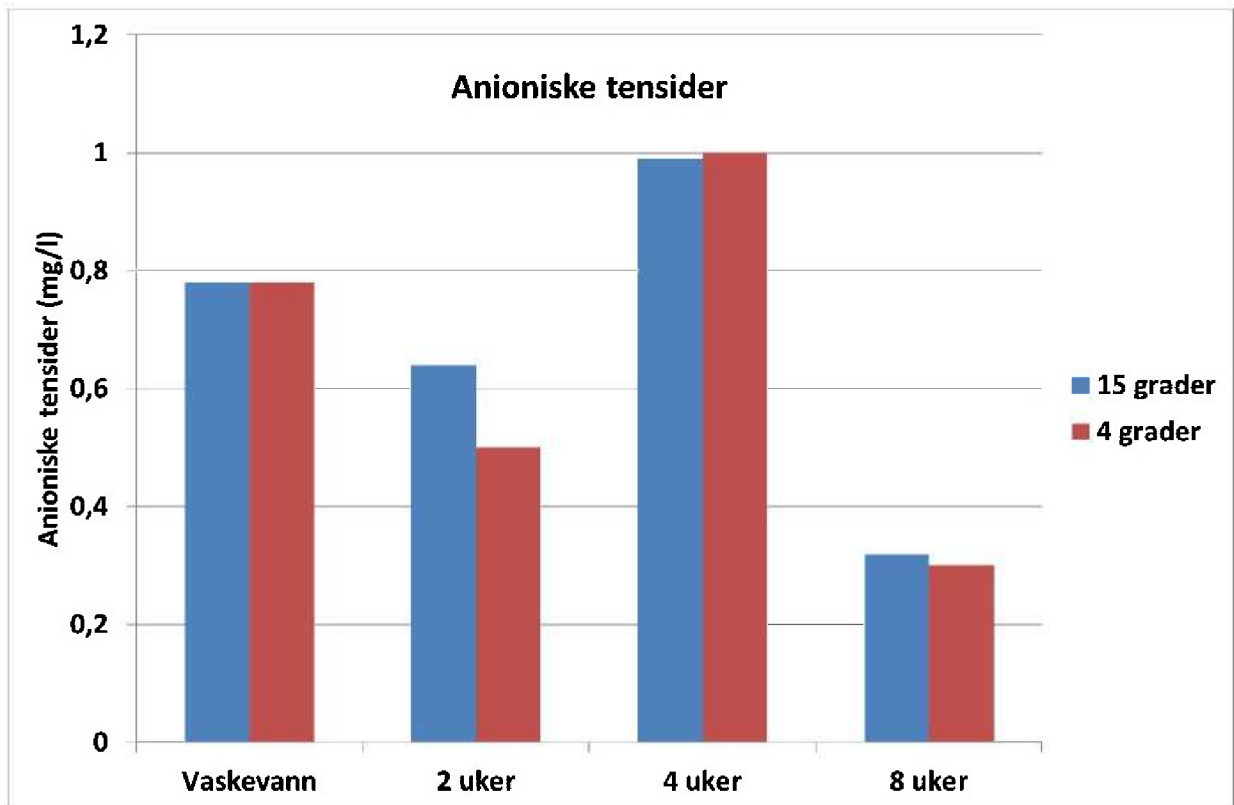
for begge forsøk. Observert variasjon kan være et resultat av nedbrytingsprodukter eller usikkerhet knyttet til analyseresultater.



Figur 12. Rensing av nonioniske tensider etter nedbryting og sedimentasjon.



Figur 13. Rensing av kationiske tensider etter nedbryting og sedimentasjon.



Figur 14. Rensing av anioniske tensider etter nedbryting og sedimentasjon.

Samlet viste resultatene at rundt 80 % av de organiske komponentene i vaskevannet blir fjernet fra vannfasen i løpet av 8 ukers sedimentasjon og nedbryting.

Analyser av vaskestoffene viste en rensegrad bedre enn 95 % for summen av nonioniske, kationiske og anioniske tensider i løpet av 8 ukers innlagring

#### 4.3.2 Suspendert stoff og turbiditet

Urenset vaskevann inneholdt 1800 mg partikler per liter og målt turbiditet var 3700 NTU (figur 15 og 16). Etter 2 uker var innholdet av partikler redusert til 30 mg/l for forsøket ved 15 °C og 42 mg/l for forsøket ved 4 °C. Tilsvarende var turbiditeten redusert til henholdsvis 43 og 76 NTU.

Etter 8 uker var innholdet av partikler redusert til under 5 mg/l for forsøket ved 15 °C, og til 12 mg/l for forsøket ved 4 °C. Målt turbiditet var 12,5 NTU for begge forsøkene etter 8 uker.

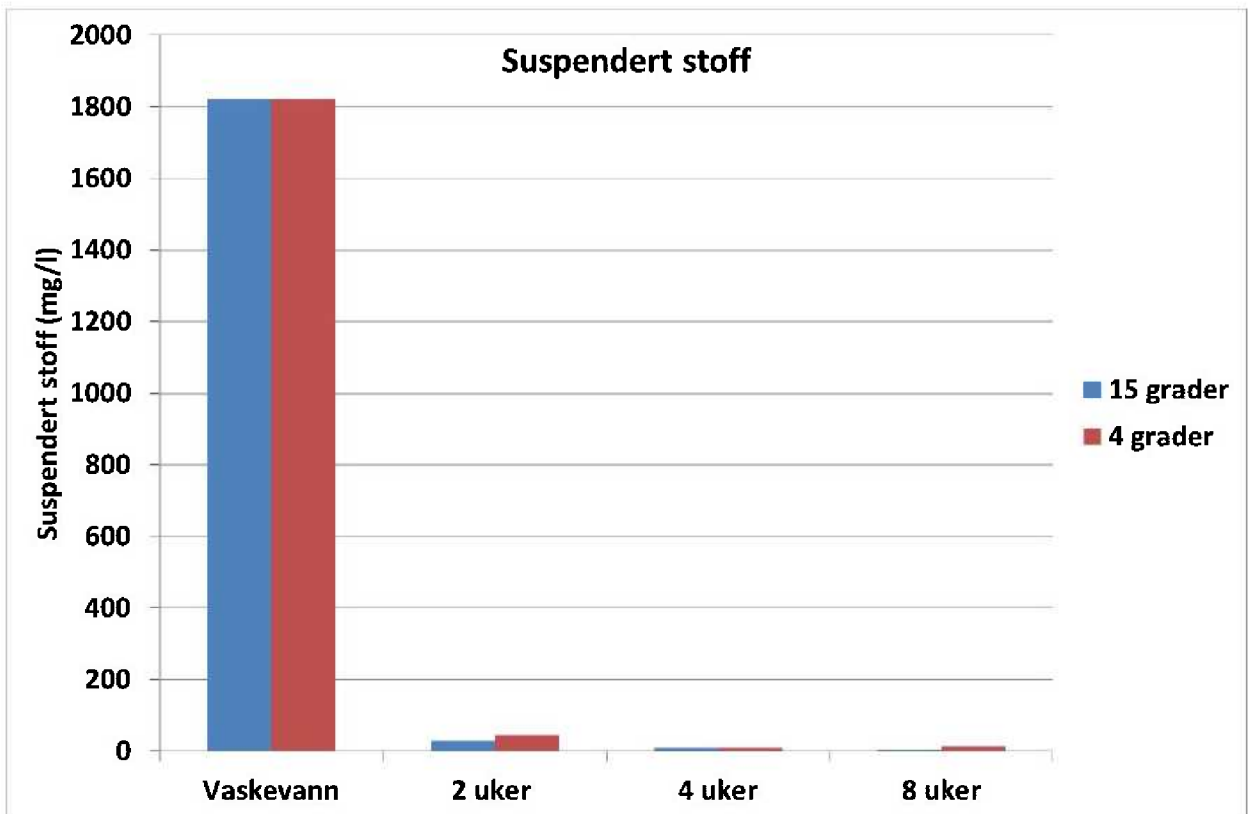
Etter innlagring i 8 uker ble det oppnådd en rensegrad både for partikler og turbiditet bedre enn 99 %. Renset vann framstår som klart eller svakt blakket.

#### 4.3.3 Total olje

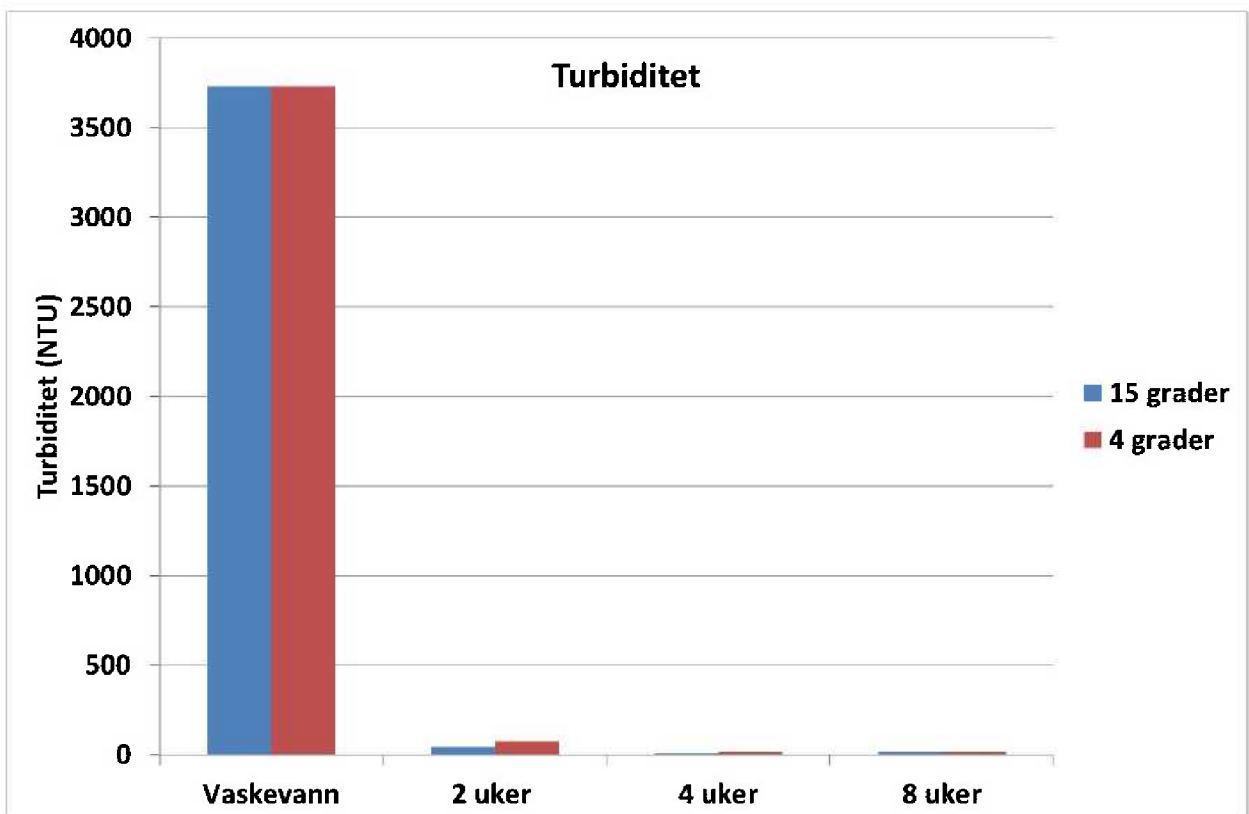
Innholdet av total olje antas for en stor del å være knyttet til partikler. Fjerning av total olje vil derfor følge mønsteret for fjerning av partikler ved sedimentasjon. Urenset vaskevann viste en konsentrasjon av total olje på 7400 µg/l (figur 17). Storparten av påvist olje var i området C16 - C34 (75 %), noe som tilsvarer diesel og tyngre drivstoff. Tunge og langkjedede oljeforbindelser fra asfalt (C35 - C40) utgjorde litt over 20 % av total olje.

Etter to uker var konsentrasjonene av total olje redusert til rundt 1000 µg/l (1100 for 15 °C og 700 for 4 °C). Etter 8 uker var konsentrasjonene av total olje redusert til rundt 100 µg/l for begge forsøkene.

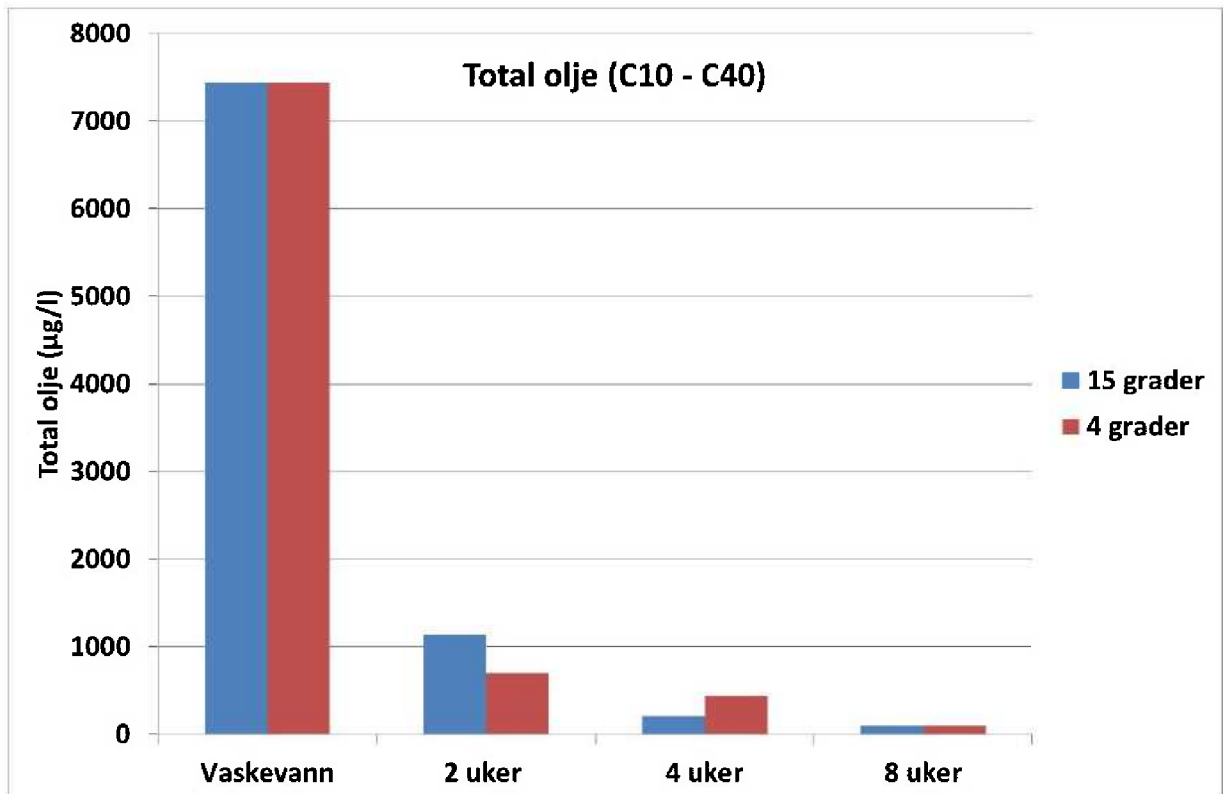
Samlet sett ble det oppnådd en rensegrad for total olje på mer enn 98 % i løpet av 8 ukers innlagring. Sorpsjon av oljekomponenter til plastkannene kan være en feilkilde, men dette vil ha mindre betydning ettersom oljekomponentene i hovedsak er bundet til partikler i vaskevannet.



Figur 15. Rensing av partikler etter sedimentasjon av urensset vaskevann.



Figur 16. Endring i turbiditet etter sedimentasjon av urensset vaskevann.



Figur 17. Rensing av total olje med økende tid for innlagring av urensset vaskevann.

#### 4.3.4 Rensing av kobber, krom, og bly

Konsentrasjonene av kobber, nikkel, krom og bly i vannfasen ble analysert både som oppløst og filtrert. Figur 18 og 19 viser endringer i konsentrasjoner over 8 ukers innlagring for oppløst (totalt med partikler) prøve for forsøk ved henholdsvis 15 og 4 °C.

Konsentrasjonen av **kobber** i oppløst prøve av urensset vaskevann var 333 µg per liter. Etter to uker var konsentrasjonen redusert til 54 µg ved 15 °C og 60 µg ved 4 °C. Etter 8 uker var konsentrasjonen 6 µg ved 15 °C og 12 µg ved 4 °C.

Konsentrasjonen av **nikkel** i oppløst prøve var 148 µg/l. Etter 8 uker var konsentrasjonen redusert til 17 µg ved 15 °C og 31 µg ved 4 °C.

Konsentrasjonen av **krom** i oppløst prøve var 133 µg/l. Etter 8 uker var konsentrasjonen redusert til 1,4 µg ved 15 °C og 1,5 µg ved 4 °C.

Konsentrasjonen av **bly** i oppløst prøve var 52 µg/l. Etter 8 uker var konsentrasjonen redusert til under 0,5 µg ved begge temperaturer.

Konsentrasjonene i filtrerte prøver (0,45 µm) er vist i figur 20 og 21. Figurene viser at en større andel av kobber og nikkel foreligger som løst i vannfasen, mens krom og bly i langt større grad er knyttet til partikler.

For kobber og nikkel utgjorde løst fraksjon rundt 25 % av oppløst konsentrasjon i urensset vaskevann.

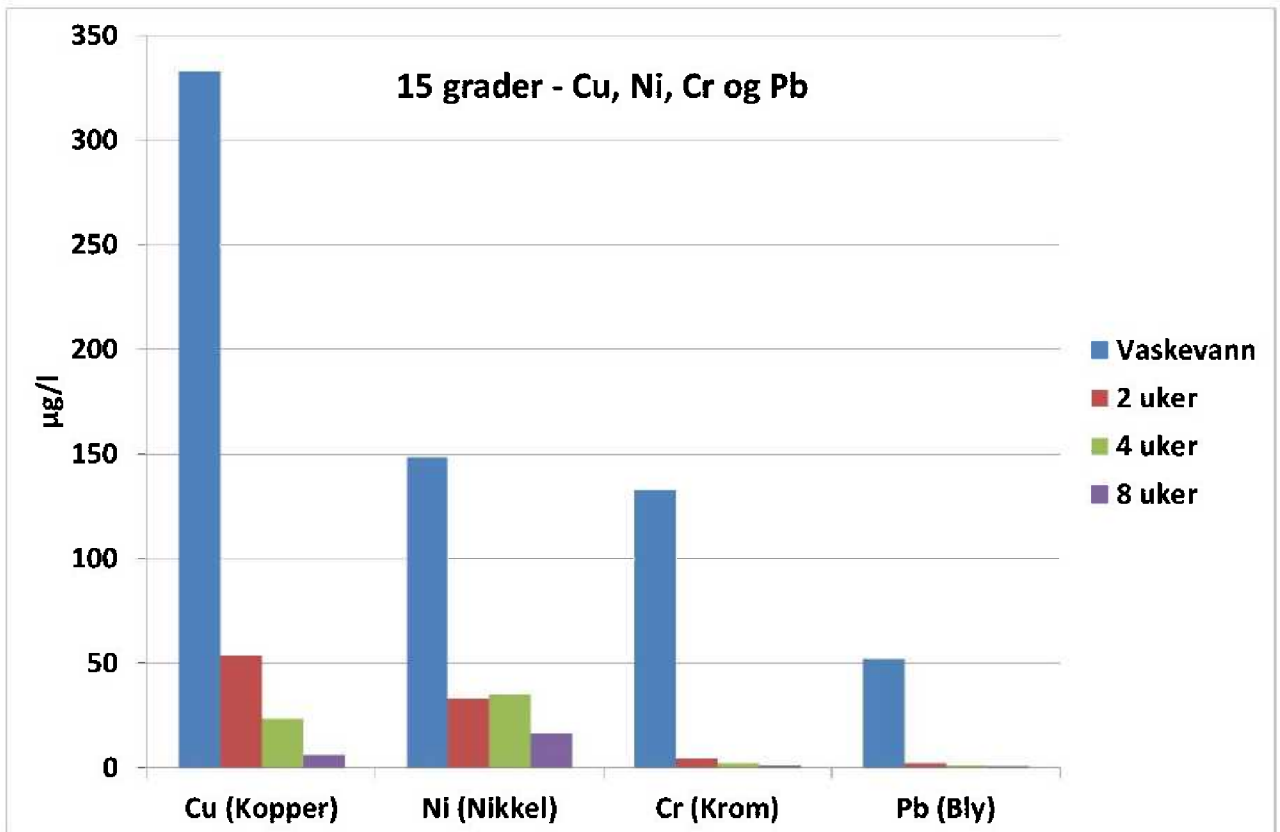
Etter sedimentasjon i 8 uker var konsentrasjon av **løst kobber** 4 µg ved 15 °C og 7 µg ved 4 °C.

Etter sedimentasjon i 8 uker var konsentrasjon av **løst nikkel** 15 µg ved 15 °C og 27 µg ved 4 °C.

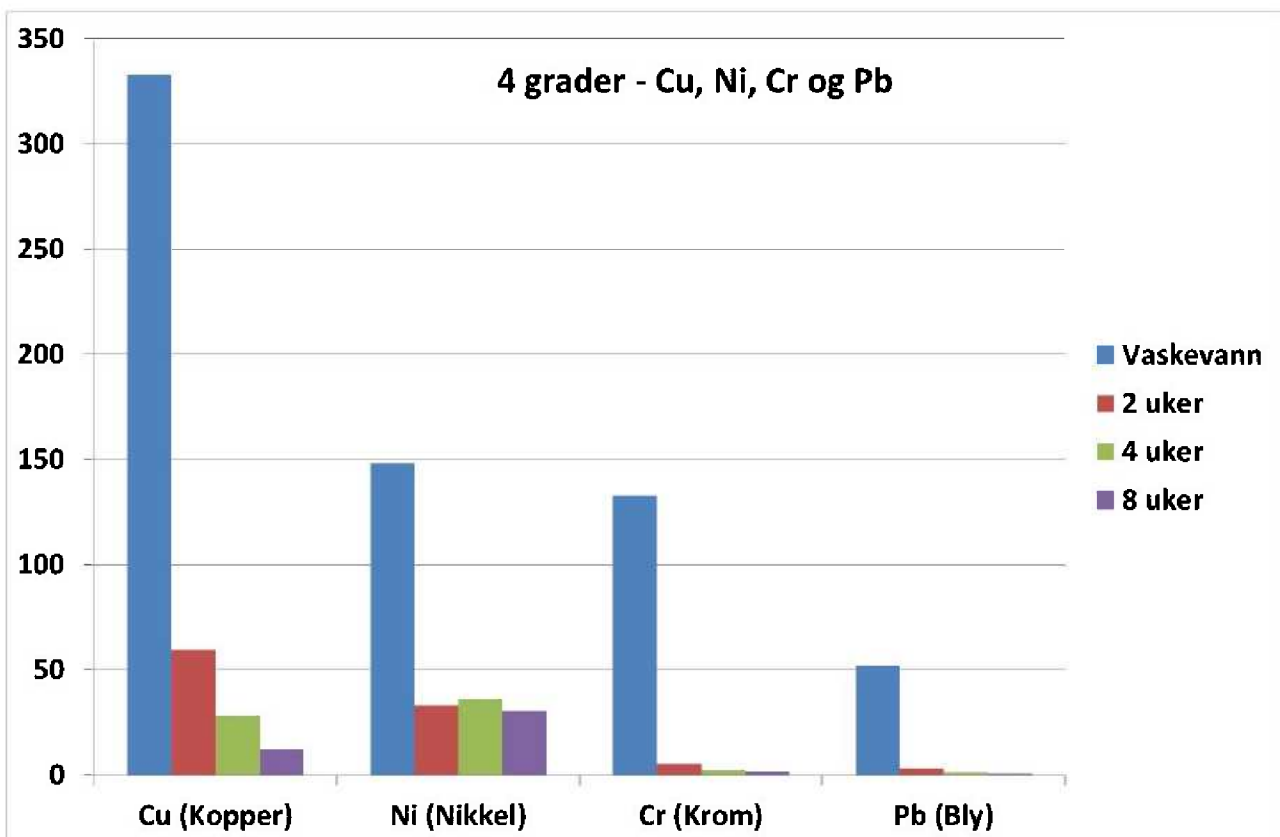
Etter sedimentasjon i 8 uker var konsentrasjon av **løst krom** 1,2 µg ved 15 °C og 1,3 µg ved 4 °C.

Etter sedimentasjon i 8 uker var konsentrasjon av **løst bly** 1,4 µg ved 15 °C og >0,2 µg ved 4 °C.

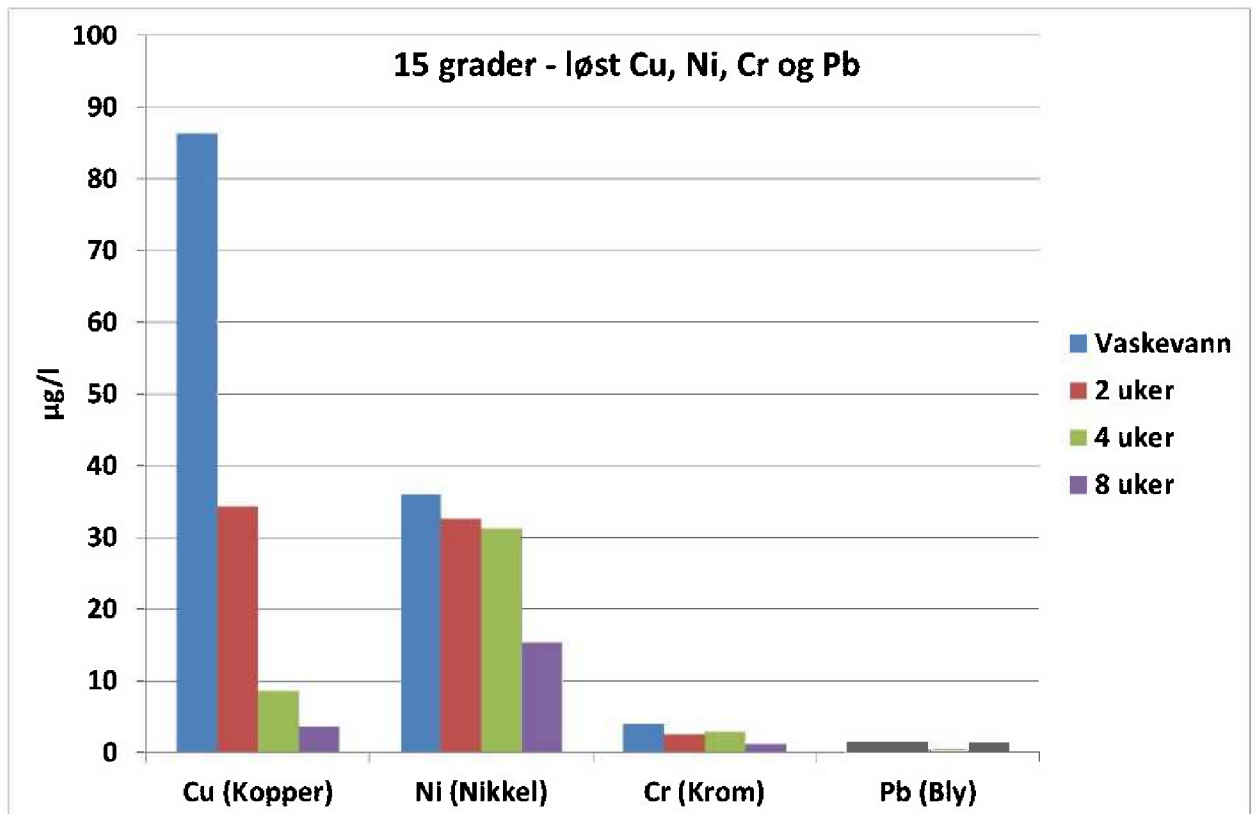
I en samlet vurdering skjer det en vesentlig rensing av metaller ved innlagring. Kobber og nikkel foreligger i større grad som løst i vannfasen (rundt 25 % av totalmengden). Konsentrasjonene av kobber og nikkel avtar derfor langsommere enn konsentrasjonene av krom og bly som er mer knyttet til partikler. Oppnådde konsentrasjoner etter sedimentasjon i 8 uker vurderes som tilfredsstillende for utslipp av rensset vaskevann.



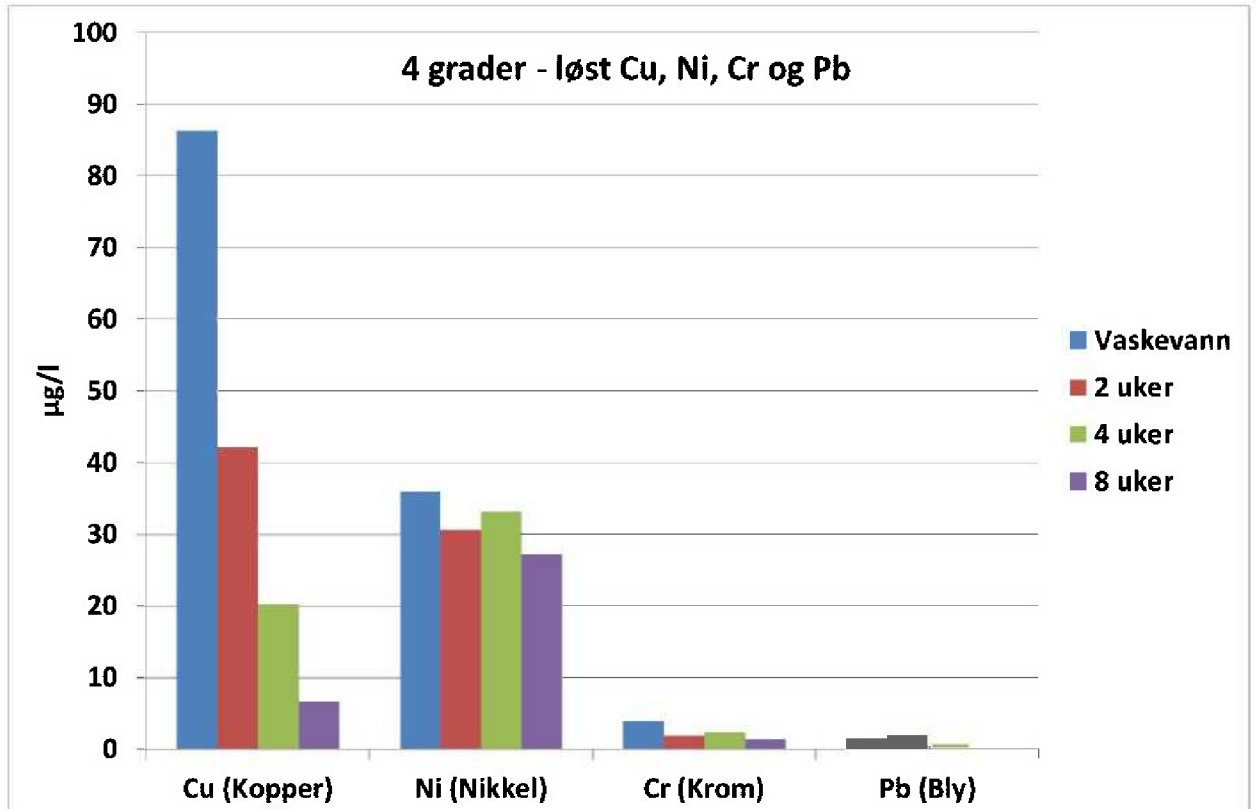
Figur 18. Konsentrasjoner av oppløst kobber, nikkel, krom og bly i vannfase etter økende tid for innlagring av urensset vaskevann ved 15 °C.



Figur 19. Konsentrasjoner av oppløst kobber, nikkel, krom og bly i vannfase etter økende tid for innlagring av urensset vaskevann ved 4 °C.



Figur 20. Konsentrasjoner av løst kobber, nikkel, krom og bly i vannfase etter økende tid for innlagring av urensset vaskevann ved 15 °C.



Figur 21. Konsentrasjoner av løst kobber, nikkel, krom og bly i vannfase etter økende tid for innlagring av urensset vaskevann ved 4 °C.

### 4.3.5 Rensing av sink

Figur 22 viser konsentrasjoner av oppløst sink i urensset og forsedimentert vaskevann. Figur 23 viser konsentrasjoner av løst sink.

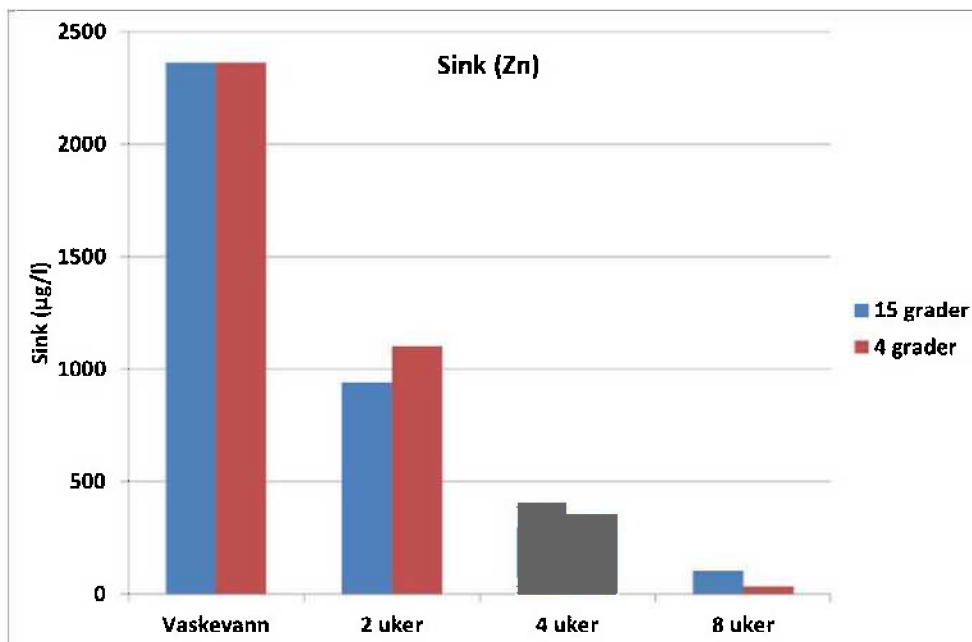
I urensset vaskevann var konsentrasjonen av oppløst sink på 2400 µg/l. Etter 2 uker var konsentrasjonen redusert til rundt 1000 µg Zn/l. Etter 8 uker var konsentrasjonen 100 µg/l ved 15 °C og 34 µg ved 4 °C.

For urensset vaskevann forelå nærmere halvparten av målt totalkonsentrasjon som løst i vannfasen.

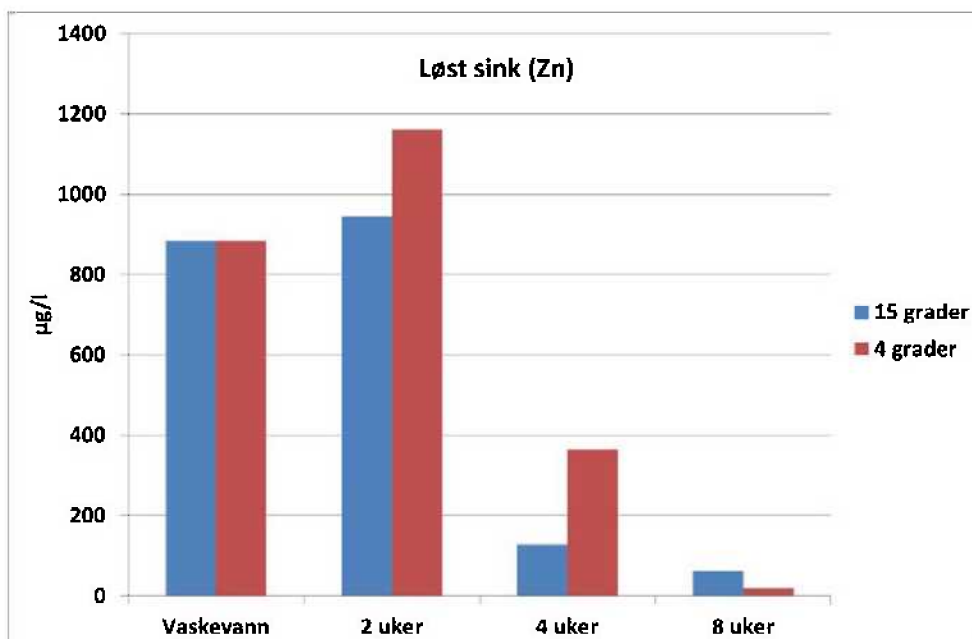
Etter 2 uker forelå all sink som løst i vannfasen.

Etter 8 uker var konsentrasjonen av løst sink 63 µg/l ved 15 °C og 19 µg ved 4 °C. Dette er omtrent halvparten av målte totalkonsentrasjoner av sink.

Det var svært høye konsentrasjoner av sink i urensset vaskevann og rundt halvparten forelå som løst i vannfasen. Innlagring i 8 uker ga en rensegrad for sink 95 %.



Figur 22. Konsentrasjon av oppløst sink med økende tid for innlagring av urensset vaskevann.



Figur 23. Konsentrasjon av løst sink med økende tid for innlagring av urensset vaskevann.



### 4.3.6 Rensing etter 8 uker

Tabell 1 og 2 gir en samlet oversikt over konsentrasjoner av miljøproblematisk stoffer i urensset vaskevann og sluttkonsentrasjoner i vannfase etter innlagring og sedimentasjon i 8 uker ved henholdsvis 15 og 4 °C. Det er også beregnet rensegrad for hvert enkelt stoff. Ved konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen har rensegraden blitt beregnet på grunnlag av en sluttkonsentrasjon nær deteksjonsgrensen.

Påviste tensider domineres av nonioniske tensider. Samlet sett for nonioniske, kationiske og anioniske tensider oppnås det en rensegrad bedre enn 98 %.

For jern, kadmium, krom, kobber, sink, partikler, turbiditet og total olje oppnås det rensegrader bedre enn 95 %.

For arsen, kvikksølv, P-total og PAH-16 oppnås det rensegrader bedre enn 80 %.

For mangan, nikkel og PAH-carcinogene oppnås det rensegrader bedre enn 75 %.

For N-total oppnås det en rensegrad på mellom 50 og 60 %.

**Samlet sett oppnås det god rensing og relativt lave sluttkonsentrasjoner i vannfasen ved innlagring og sedimentasjon i 8 uker. For noen parametere kan sorpsjon til plast i kanner bidra til økt rensegrad.**

Tabell 1. Gir oversikt over startkonsentrasjoner av miljøproblematisk stoffer i urensset vaskevann og etter 8 ukers innlagring og sedimentasjon ved 15 °C. Rensegrad er beregnet.

Parameter	Enhet	Vaskevann	15 °C 8 uker	15 °C Rensegrad
Anioniske tensider	mg/l	0,8	0,3	59
Kationiske tensider	mg/l	0,5	>0,2	80
Nonioniske tensider	mg/l	37	0,3	99
Fe (Jern)	mg/l	87,3	1,1	99
As (Arsen)	µg/l	9,1	1,0	89
Cd (Kadmium)	µg/l	0,70	0,02	97
Cr (Krom)	µg/l	133	1,4	99
Cu (Kopper)	µg/l	333	6,1	98
Hg (Kvikksølv)	µg/l	0,05	0,01	82
Mn (Mangan)	µg/l	1920	443	77
Ni (Nikkel)	µg/l	148	16,5	89
Pb (Bly)	µg/l	51,7	>0,5	>99
Zn (Sink)	µg/l	2360	99,5	96
TOC	mg/l	88	15,6	82
P-total	mg/l	3,1	0,5	84
N-total	mg/l	4,5	2,3	49
Suspendert stoff	mg/l	1820	3	>99
Turbiditet	FNU	3730	12,5	>99
Total olje	µg/l	7440	100	99
Sum PAH-16	µg/l	0,32	ND	85
Sum PAH carcinogene	µg/l	0,038	ND	75

Tabell 2. Gir oversikt over startkonsentrasjoner av miljøproblematisk stoffer i urensset vaskevann og etter 8 ukers innlagring og sedimentasjon ved 4 °C. Rensegrad er beregnet.

Parameter	Enhet	Vaskevann	4 °C 8 uker	4 °C Rensegrad
Anioniske tensider	mg/l	0,7	0,3	62
Kationiske tensider	mg/l	0,5	>0,2	80
Nonioniske tensider	mg/l	37	0,3	99
Fe (Jern)	mg/l	87,3	3,0	97
As (Arsen)	µg/l	9,1	1	89
Cd (Kadmium)	µg/l	0,70	0,03	96
Cr (Krom)	µg/l	133	1,5	99
Cu (Kopper)	µg/l	333	12,4	96
Hg (Kvikksølv)	µg/l	0,05	0,01	82
Mn (Mangan)	µg/l	1920	595	69
Ni (Nikkel)	µg/l	148	30,5	79
Pb (Bly)	µg/l	51,7	>0,5	>99
Zn (Sink)	µg/l	2360	33,9	99
TOC	mg/l	87,7	19	78
P-total	mg/l	3,12	0,4	88
N-total	mg/l	4,5	1,9	57
Suspendert stoff	mg/l	1820	11,8	99
Turbiditet	FNU	3730	12,5	<99
Fraksjon >C10-C40	µg/l	7440	97	99
Sum PAH-16	µg/l	0,32	0,05	85
Sum PAH carcinogene	µg/l	0,038	ND	75

#### 4.3.7 Oksygen- og redoksforhold - lagret vaskevann

Nedbryting av de lett nedbrytbare vaskestoffene i tunnelsåpa gir forbruk av oksygen. Oksygen og redoks i vannfasen ble sjekket etter innlagring i 4 uker ved hjelp av en SEBA multiparametersonde (KLLQ) med prober for oksygen, redoks, ledningsevne, turbiditet og pH (tabell 3).

Målingene viste lave konsentrasjoner av oksygen i innlagret vaskevann. Tilsvarende var det lave redoksverdier og særlig for forsøket ved 15 °C. I praksis var innlagret vann tilnærmet fritt for oksygen. Det var imidlertid lite lukt av vannet.

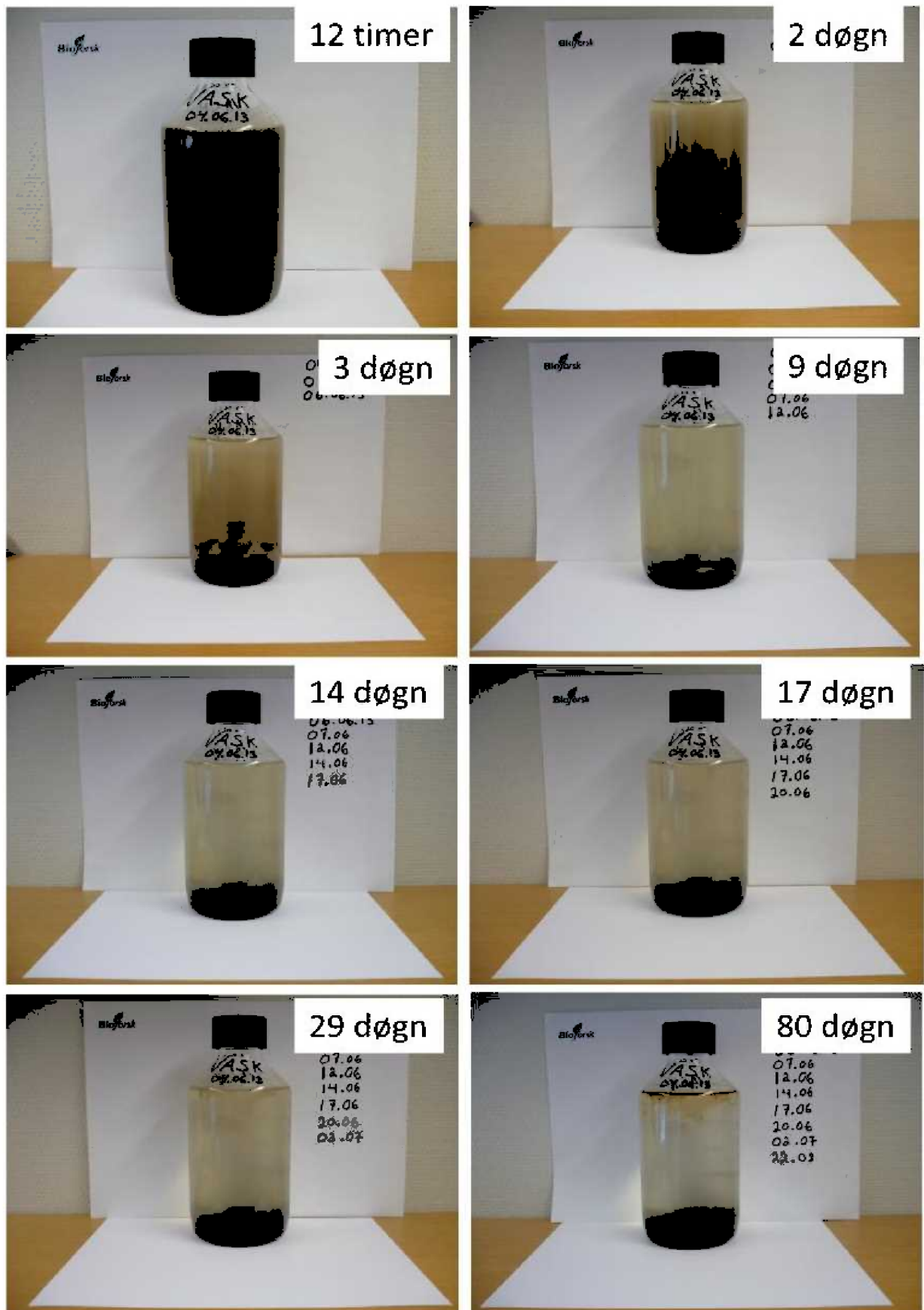
**Renset vann som slippes til resipient må antas å være oksygenfritt etter innlagring i 8 uker.**

Tabell 3. Viser målinger av oksygen, redoks, turbiditet, ledningsevne og pH i vaskevann etter 4 uker. Målingene ble utført med en SEBA KLLQ multiparametersonde.

Parameter	Enhet	15 °C, 4 uker	4 °C, 4 uker
Oksygen	mg/l	2,7	2,4
Redoks	mV	-126	-33
Turbiditet	FTU	67	120
Ledningsevne	mS/cm	4,36	4,9
pH		7,0	7,3

### 4.3.8 Bildedokumentasjon

Figur 24 viser bilder av sedimentasjonsprosess for urensset vaskevann ved kontortemperatur.



Figur 24. Viser bilder av sedimentasjonsprosess for urensset vaskevann ved kontortemperatur.

## 5. Sammenfattende vurderinger

Laboratorieundersøkelsene med lang tids innlagring og sedimentasjon av vaskevann fra Eidsvolltunnelen har vist god rensing for miljøfokuserte parametere.

Etter innlagring i 8 uker ble det oppnådd en sterkt forbedret vannkvalitet med rensegrader over 95 % for miljøfokuserte stoffer som tensider, total olje, partikler, jern, kadmium, krom, kobber, bly og sink. For andre miljøfokuserte stoffer ble det beregnet rensegrader mellom 70 og 90 %.

Det ble oppnådd god rensing etter 2 uker, men for flere av metallene var rensegraden vesentlig bedre etter 8 uker. Dette har sammenheng med sedimentasjon, men kan også være sulfidbinding av metallene som følge av utvikling av oksygenfrie forhold.

Det ble oppnådd omtrent samme rensegrader ved innlagring ved henholdsvis 15 og 4 °C, men det var en tendens til marginalt dårligere rensing ved 4 °C. Forsøksstemperaturene dekker aktuelt temperaturintervall ved fullskala innlagring og rensing av vaskevann fra vegtunneler i tanker.

Forsøket viste at rensset vaskevann vil være oksygenfattig og kanskje helt anaerobt etter innlagring og nedbryting.

Mjøsa er sluttresipient for utslipp av rensset vaskevann fra Korslund-, Morskog- og Espatunnelen. Samlet lengde av tunnelene er rundt 3300 meter (560 + 2250 + 500 m). Gitt fire vaskeomganger hvert år, en helvask og tre veggvasker, forventes samlet utslipp av rensset vaskevann til Mjøsa å være i størrelsesorden 1500 m<sup>3</sup> per år fordelt på tre ulike utslippspunkter. Gitt en middelvannføring på 14 liter per sekund og kvadratkilometer tilsvarer samlet vannmengde middelavrenningen fra et areal på 3,5 daa.

For Korslund- og Espatunnelen planlegges rensset vaskevann sluppet til Dalsrubbekken og Skrepperubbekken rett før disse bekkenes utløp til Mjøsa. Grovt anslåtte nedbørfelt for bekkene er 2,5 og 0,5 km<sup>2</sup>.

I forundersøkelser til reguleringsplan ble Dalsrubbekken vurdert å ha lav/ingen verdi for fisk med bakgrunn i uegnet gytesubstrat samt vandringshinder 50 m oppstrøms utløpet til Mjøsa. Undersøkelser av biologisk mangfold av vannlevende dyr og vanntilknyttet vegetasjon viste ordinær flora og fauna.

Skrepperubbekken er en liten lokal bekk som periodisk tørker ut. Nedre del mot utløpet til Mjøsa går i kulvert. Bekken ble vurdert som liten og uinteressant mht. biologiske undersøkelser under arbeidet med reguleringsplan.

Utslipp av rensset vaskevann kan skje ved pumping slik at volum av rensset vaskevann tilføres resipienten fordelt over en periode på 24 timer. En slik prosedyre vil forebygge biologiske effekter ved utslipp, herunder at behandlet vann har lavt innhold av oksygen.

Tabell 4 gir en oversikt over «utslippkonsentrasjoner» fra gjennomført laboratorieforsøk etter innlagring i 8 uker ved 4 °C. Disse er sammenlignet med midlere konsentrasjoner for overvann fra veg med trafikk lavere enn 5000 ÅDT (der det normalt ikke kreves rensing av overvann før utslipp), med middelverdier for konsentrasjoner i lokale bekker, med grenseverdier for klasse II i vannkvalitetsklassene og med grenseverdier for drikkevann angitt i drikkevannsforskriften.

Av de miljøproblematiske metallene er det kobber og nikkel som havner i klasse «Svært dårlig» vannkvalitet for rensset vaskevann. Disse metallene har derfor mest behov for fortykning for å nå miljøakseptable konsentrasjoner. Gitt middelkonsentrasjoner av kobber og nikkel i lokale bekker er det behov for 30 ganger fortykning for kobber og 20 ganger fortykning av nikkel for å nå grenseverdiene for «God vannkvalitet». For Dalsbekken vil fordelt pumping av samlet vaskevannsmengde resultere i en teoretisk fortykning på 50 ganger ved middelvannføring og 5 ganger ved lavvannføring.

Målte konsentrasjoner av fosfor, nitrogen og partikler (SS) i rensset vaskevann havner også i klasse «Svært dårlig» vannkvalitet.

Med unntak av nikkel er målte konsentrasjoner av metaller i rensset vaskevann vesentlig lavere enn grenseverdier for drikkevann.

**Med utgangspunkt i at utslippene av rensset vaskevann kommer sjelden (4 -5 ganger i året) og at Mjøsa har god resipientkapasitet så bør planlagte utslipp være miljøakseptable.**

Tabell 4. Viser «utslippkonsentrasjoner» for rensset vaskevann lagret i 8 uker ved 4 °C sammenlignet med midlere konsentrasjoner i overvann fra veg med 5000 ÅDT (Amundsen og Roseth 2003), middelkonsentrasjoner i lokale bekker (Næss 2013), grenseverdier for god vannkvalitet i ferskvann - klasse II (SFT 97:04) og grenseverdier i drikkevannsforskriften (FOR 2001-12-04 nr 1372). Farger viser plassering i vannkvalitetsklasser; blått = svært god, grønt = god, gul = moderat, orange = dårlig og rød = svært dårlig (Vedlegg 1)

Parameter	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	As	P	N	SS	Olje	PAH
Enhet	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l
Renset vaskevann	>0,5	12,4	33,9	0,03	1,5	30,5	0,01	1,0	0,4	1,9	11,8	0,09	0,05
StormTac 5000 ÅDT	13,5	38	62	0,24	1,0	1,15	0,1	-	0,15	1,7	82	0,17	0,8
Middel lokale bekker	0,4	1,0	4	0,04	0,03	0,8	<0,5	0,3	-	-	-	-	-
Grenseverdi Ferskvann (Klasse II)	1,2	1,5	20	0,6	2,5	2,5	0,005	-	0,011	0,4	3		
Drikkevannsforskriften	10	100	-	5	50	20	0,5	10		10	-	0,01	0,1

## 6. Litteratur

---

- Amundsen, C. E. og Roseth, R. 2004. Utslippsfaktorer for forurensning fra veg til vann og jord i Norge. Rapport UTB 2004/08. Statens vegvesen: 71 s.
- Bækken, T. og Berge, D. 2011. Miljørisikovurdering av tunnelvann for fellesprosjektet E6 - Dovrebanen på strekningen Minnesund - Espa i Eidsvoll og Stange kommuner. NIVA-notat av 06.01.2011.
- Byman, L. 2012. Treatment of wash water from road tunnels. TRITA-LWR Degree Project 12:42.
- Dønnum, B. O. 2009. Kartlegging av gytebekker langs Vorma og Mjøsa i Eidsvoll og Stange kommuner. Dokument UEH-00-A-30302. Reguleringsplan Fellesprosjektet E6 - Dovrebanen Eidsvoll - Stange.
- FOR 2001-12-04 nr 1372: Forskrift om vannforsyning og drikkevann.
- Løvik, J. E., Stuen, O. H., Bækken, T., Fjeld, E., Kile, M. R. og Rognerud, S. 2013. Forurensningssituasjonen i Mjøsa med tilløpselver 2012. NIVA-rapport 6494-2013. ISBN 978-85-577-6229-2.
- Meland, S. 2010. Ecotoxicological Effects of Highway and Tunnel Wash Water Runoff. Doktorgradsavhandling ved Universitet for Miljø og Biovitenskap (UMB) 2010:25. 86 sider.
- Næss, I. S. 2013. Anleggsvirksomhet og påvirkning på bekkesystemer. En undersøkelse av metallavrenning og speciering i områder rundt nye E6 Oslo - Trondheim. Masteroppgave NTNU 15.05.2013.
- Olsen, K. M. 2009. Biologiske registreringer i evjer langs Vorma og bekker langs Mjøsa i Eidsvoll og Stange 2009. Biofokus-rapport 2009-29.
- Paruch, A. M and Roseth, R. Treatment of tunnel wash waters - experiments with organic sorbent materials. Part 1: removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and nonpolar oil. J. Environ. Sci. - China 2008b; 20: 1042-1045.
- Paruch, A. M and Roseth, R. Treatment of tunnel wash waters - removal of toxic metals. J. Environ. Sci. - China 2008a; 20: 964-969.
- Rognerud, S., Garmo, Ø. og Løvik, J. E. 2013. Overvåking av biologi og partikler i Mjøsas sydlige deler i 2012 - 2014. NIVA-rapport 6506-2013. ISBN 978-82-577-6241-4.
- Roseth, R. og Meland, S. 2006. Forurensning fra sterkt trafikkerte vegtunneler. Rapport Bioforsk og Statens vegvesen 2006. 12 sider.
- 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 renseanlegg og utprøving av rensefilter. Rapport Statens vegvesen/Bioforsk 7(115)2012: 79 s.
- SFT 97:04. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.
- Vannforskriften (FOR 2006-12-15 nr 1446, sist endret: [FOR-2012-03-27-321](#))

# Vedlegg

## Vedlegg I      Grenseverdier for vannkvalitetsklasser



## Vedlegg I Grenseverdier for vannkvalitetsklasser

Tabell 9: Grenseverdier for Cd<sup>8</sup>, Pb, Hg, Ni, Cu, Cr og Zn.

Navn	Cas-Nr,	Maksimal verdi for ferskvann (µg/l)				
		Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
<b>Kadmium*</b>	7440-43-9	≤ 0,45	0,45 – 0,6	0,6 - 0,9	0,9 - 1,5	≥ 1,5
<b>Bly</b>	7439-92-1	≤ 0,5	0,5 – 1,2	1,2 – 2,5	2,5 - 5	≥ 5
<b>Kvikksølv</b>	7439-97-6	≤ 0,002	0,002 – 0,005	0,005 – 0,01	0,01 – 0,02	≥ 0,02
<b>Nikkel</b>	7440-02-0	≤ 0,5	0,5 – 2,5	2,5 - 5	5 - 10	≥ 10
<b>Kobber</b>	7440-50-8	≤ 0,6	0,6 – 1,5	1,5 – 3	3 - 6	≥ 6
<b>Krom</b>	7440-47-3	≤ 0,2	0,2 – 2,5	2,5 - 10	10 - 50	≥ 50
<b>Sink</b>	7440-66-6	≤ 5	5 - 20	20 - 50	50 - 100	≥ 100

De fem tilstandsklassene gir en indikasjon på om det er nødvendig med tiltak. Tabell 10 viser en oversikt over betydningen av tilstandsklassene.

Tabell 10: Betydningen av de fem tilstandsklassene.

Tilstandsklasse	Tilstand miljømål
I: Svært god	Miljømål tilfredsstillt
II: God	
III: Moderat	Tiltak nødvendig for å nå miljømål
IV: Dårlig	
V: Svært dårlig	

Virknings av:	Parametre	Tilstandsklasser				
		I «Meget god»	II «God»	III «Mindre god»	IV «Dårlig»	V «Meget dårlig»
Næringsalter	Total fosfor, µg P/l	<7	7 - 11	11 - 20	20 - 50	>50
	Klorofyll a, µg/l	<2	2 - 4	4 - 8	8 - 20	>20
	Siktelyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
	Prin. prod., g C/m <sup>2</sup> år	<25	25 - 50	50 - 90	90 - 150	>150
	Total nitrogen, µg/l	<300	300 - 400	400 - 600	600 - 1200	>1200
Organiske stoffer	TOC, mg C/l	<2,5	2,5 - 3,5	3,5 - 6,5	6,5 - 15	>15
	Fargestoff, mg Pt/l	<15	15 - 25	25 - 40	40 - 80	>80
	Oksygen, mg O <sub>2</sub> /l	>9	6,5 - 9	4 - 6,5	2 - 4	<2
	Oksygenmetn. %	>80	50 - 80	30 - 50	15 - 30	<15
	Siktelyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
	KOF <sub>Mn</sub> , mg O <sub>2</sub> /l	<2,5	2,5 - 3,5	3,5 - 6,5	6,5 - 15	>15
	Jern, µg Fe/l	<50	50 - 100	100 - 300	300 - 600	>600
Mangan, µg Mn/l	<20	20 - 50	50 - 100	100 - 150	>150	
Forsurende stoffer	Alkalitet, mmol/l	>0,2	0,05 - 0,2	0,01 - 0,05	<0,01	0,00
	pH	>6,5	6,0 - 6,5	5,5 - 6,0	5,0 - 5,5	<5,0
Partikler	Turbiditet, FTU	<0,5	0,5 - 1	1 - 2	2 - 5	>5
	Susp. stoff, mg/l	<1,5	1,5 - 3	3 - 5	5 - 10	>10
	Siktelyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
Tarmbakterier	Termotol. koli. bakt., ant./100 ml	<5	5 - 50	50 - 200	200 - 1000	>1000