

# Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning

Undersøkelse av rensegrad og  
anleggsfunksjon for tre anlegg på ny E6  
Korsegården-Vassum i Ås kommune i  
2000 og 2001

Petter Snilsberg, Roger Roseth og  
Carl Einar Amundsen

Jordforsk rapport nr. 13/02

*Tittel:*

Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning – undersøkelse av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg langs ny E6 Korsegården – Vassum i Ås kommune i 2000 og 2001

*Forfatter(e):*

Petter Snilsberg, Roger Roseth og Carl Einar Amundsen

<i>Dato:</i> 05.03.02	<i>Tilgjengelighet:</i> Lukket	<i>Prosjekt nr.:</i> 3382	<i>Arkiv nr.:</i> 7.0214-76
<i>Rapport nr.:</i> 13/02	<i>ISBN-nr.:</i>	<i>Antall sider:</i> 53	<i>Antall vedlegg:</i> 3

*Oppdragsgivere:*

Follo trafikkstasjon, Strategisk instituttprogram "Avløp og avrenning ved Jordforsk" og Statens Vegvesen ved Vegdirektoratet og vegkontorene i Vestfold, Buskerud og Oslo.

*Kontaktperson(er):*

Asbjørn Tuven (Follo Trafikkst.), Ketil Haarstad (Jordforsk), Kjell Inge Davik (Vegdir.), Nils Inge Skjevik (Vegkont. Vestfold), Kjartan Hove (Vegkont. Buskerud) og Sondre Meland (Vegkont. Oslo)

*Stikkord:*

Vegavrenning, tunnelvask, naturbaserte behandlingsanlegg

*Fagområde:*

Annen vannrenseteknologi

*Sammendrag:*

Langs ny E6 Korsegården – Vassum i Ås kommune ble det satt i drift 3 naturbaserte behandlingsanlegg våren 2000. Disse anleggene, to fangdammer og et overvannsbasseng, renser avrenning fra veg og tunnelvask før vannet renner ut i Årungen eller Årungsella. Årungsella har en levedyktig bestand av laks og sjørørret og er sårbar for økte forurensningstilførsler. Gjennom det treårige prosjektet "Renseeffekt i dammer/våtmarker for behandling av veg- og tunnelavrenning" (2000-2003), som gjennomføres som et samarbeid mellom Jordforsk og Follo trafikkstasjon, skal anleggsfunksjon og renseeffekt til anleggene klarlegges. I 2001 har Vegdirektoratet og vegkontorene i Buskerud, Vestfold og Oslo finansiert deler av prosjektaktivitetene.

De viktigste resultatene fra prosjektet i 2000 og 2001 kan oppsummeres som følger:

- Vaskevann fra tunnel er betydelig forurenset med tensider, tungmetaller, næringsstoffer og tjærestoffer.
- Vaskevann tilført rensedammen gir klare gifteffekter i standardiserte tester med bakterier (Microtox) og ved in-situ tester med bunndyr. Disse effektene kan skyldes anvendte vaskestoffer.
- Behandlingsanlegget fjerner forurensning i tilført vaskevann gjennom sedimentasjon av forurensete partikler og nedbrytning av giftige, men biologisk nedbrytbare vaskestoffer.
- Følgende rensegrad er oppnådd for behandlingsanlegget for tunnelvask: partikler 80-90 %, totalt organisk karbon 70-80 %, fosfor 70-80 %, kobber 70-80 % og sink 50-60 %.

<i>Land/fylke:</i> Norge/Akershus	<i>Kart 1:50 000:</i>
<i>Kommune:</i> Ås	<i>Økon. kart 1:5 000:</i>
<i>Sted/Lokalitet:</i> E6 Korsegården – Vassum	<i>UTM-koordinater</i>

Ansvarlig leder

.....

Øistein Vethe

Prosjektleder

.....

Roger Roseth

## Forord

---

Prosjektet er gjennomført og finansiert som et samarbeid mellom Follo Trafikkstasjon og Strategisk instituttprogram "Avløp og avrenning" ved Jordforsk. I 2001 har også Vegdirektoratet og vegkontorene i Oslo, Buskerud og Vestfold bidratt med midler. Personer som har bidratt til gjennomføring av prosjektet er Asbjørn Tuven (Follo Trafikkstasjon), Anders Mjell (Asker og Bærum vegstasjon), Petter Snilsberg, Thomas Hartnik, Roger Roseth og Carl Einar Amundsen (alle Jordforsk).

Det rettes en takk både til finansierer og de som har bidratt til å gjennomføre prosjektet.

# Innhold

---

<b>1. INNLEDNING.....</b>	<b>4</b>
<b>2. BESKRIVELSE AV RENSEANLEGG.....</b>	<b>5</b>
2.1. FANGDAM VED FAGERNES.....	6
2.2. FANGDAM VED ÅRUNGSTUBUKTA.....	7
2.3. OVERVANNSBASSENG VED VASSUM.....	8
<b>3. FORURENSNING I AVRENNING FRA VEG OG TUNNELER.....</b>	<b>9</b>
<b>4. GJENNOMFØRING AV FELTSTUDIER.....</b>	<b>11</b>
4.1. OVERVANNSBASSENG VED VASSUM.....	11
4.1.1. Utstyr og metoder.....	11
4.1.2. Analyser.....	12
4.1.3. Forenklet risikovurdering av inn- og utløpsprøver.....	13
4.1.4. Vaskeomganger i 2000 og 2001.....	14
4.2. FANGDAM VED FAGERNES.....	15
4.3. FANGDAM VED ÅRUNGSSTUBUKTA.....	15
<b>5. NEDBØR GJENNOM OPPFØLGINGSPERIODEN.....</b>	<b>16</b>
5.1. NEDBØR I 2000.....	16
5.2. NEDBØR I 2001.....	17
<b>6. RESULTATER – OVERVANNSBASSENG VASSUM.....</b>	<b>19</b>
6.1. VASKEPROSEDYRER OG FORBRUK AV VANN OG SÅPE.....	19
6.1.1. Vaskeprosedyrer.....	19
6.1.2. Forbruk av vann og såpe.....	19
6.2. OVERVÅKING AV HELVASK I MAI 2000.....	21
6.2.1. Vannføring.....	21
6.2.2. lekkasje fra overvannsbasseng.....	22
6.2.3. Vannprøver fra inn- og utløp.....	22
6.2.4. Kontinuerlige målinger av vannkvalitet.....	23
6.2.5. Giftighetstester.....	25
6.3. OVERVÅKING AV VEGGVASK I NOVEMBER 2000.....	26
6.3.1. Nedbør og vannhøyde i overvannsbasseng.....	26
6.3.2. Vannkvalitet i inn- og utløp.....	27
6.4. OVERVÅKING AV HELVASK I MAI 2001.....	30
6.4.1. Vannmengder tilført overvannsbasseng.....	30
6.4.2. Vannstand og lekkasje i overvannsbasseng.....	32
6.4.3. Vannprøver i inn- og utløp.....	32
6.4.4. Kontinuerlige målinger av vannkvalitet.....	45
6.4.5. Massebalanse og rensegrad.....	47
6.5. SEDIMENTPRØVER FRA OVERVANNSBASSENG VED VASSUM.....	48
6.6. FANGDAM FAGERNES.....	49
6.7. FANGDAM ÅRUNGSSTUBUKTA.....	50
<b>7. DRIFT AV RENSEANLEGG FOR TUNNELVASK.....</b>	<b>51</b>
<b>8. LITTERATUR.....</b>	<b>52</b>
<b>VEDLEGG.....</b>	<b>53</b>

## Sammendrag

---

Prosjektet "Renseeffekt i dammer/våtmarker for behandling av veg- og tunnelavrenning" (2000-2003) har fulgt opp anleggsfunksjon og renseevne for tre naturbaserte behandlingsanlegg anlagt langs ny E6 Korsegården – Vassum i Ås kommune. Prosjektet utføres som et samarbeid mellom Jordforsk og Follo trafikkstasjon, og har i 2001 også mottatt finansiering fra Vegdirektoratet og vegkontorene i Vestfold, Buskerud og Oslo. Denne rapporten gir en samlet presentasjon av resultater samlet inn gjennom 2000 og 2001.

De naturbaserte renseanleggene ble satt i drift våren 2000 og omfatter to fangdammer og et overvannsbasseng. Disse anleggene renser avrenning fra veg og tunnelvask før vannet renner ut i Årungen eller Årungselta. Årungselta har en levedyktig bestand av laks og sjøørret og er sårbar for økte forurensningstilførsler.

Fangdammen ved Fagernes består av et sedimentasjonskammer og et våtmarksfilter. Overflatearealet på ca. 750 m<sup>2</sup> utgjør 2 % av vegflaten som drenerer til anlegget. Fangdammen ved Årungstubbukta består av et grunt sedimentasjonskammer og to våtmarksfiltre. Overflatearealet på ca. 700 m<sup>2</sup> utgjør 1,3 % av vegflaten som drenerer til anlegget. Overvannsbassenget ved Vassum består av et støpt sedimentasjonsbasseng og et hovedbasseng og har et overflateareal på ca. 550 m<sup>2</sup>. Anlegget mottar vaskevann fra tre tunneler; Nordby-, Smihagen og Vassumtunnelen, samt avrenning fra 17 daa vegflate.

Tidligere undersøkelser har vist at vaskevann fra tunneller inneholder mange ulike forurensningskomponenter og noen av disse i høye konsentrasjoner. Prosjektet har derfor vektlagt å klarlegge rensegrad og anleggsfunksjon for overvannsbassenget ved Vassum, mens det er gjort færre undersøkelser i fangdammene som behandler vegavrenning. I 2000 ble det gjort intensive studier av renseeffekt og anleggsfunksjon i overvannsbassenget ved Vassum i tilknytning til vaskeepisoder i hhv. mai (helvask) og november (veggvask). I 2001 ble det samme anlegget fulgt intensivt i forbindelse med helvask i mai. Vann- og sedimentprøvene fra denne episoden ble analysert for et utvidet analyseprogram som også skulle avdekke innhold av utvalgte organiske miljøgifter.

Ved tunnelvask (helvask) i mai 2001 ble den kjemiske sammensetningen av avrenningsvann fra vegbanen og innløps- og utløpsvann fra overvannsbassenget ved Vassum bestemt. Vannprøvene ble analysert med hensyn på uorganiske komponenter, tungmetaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og etoksilater. Både løst fraksjon (<0,45µm) og totalinnhold (løst fraksjon + partikler) av disse komponentene ble bestemt i prøvene. Toksisiteten i de samme vannprøvene ble bestemt ved bruk av Microtox akutt test (15 min).

Analyseresultatene viser at konsentrasjonene av alle de målte kjemiske komponentene er svært høye i vaskevann fra vegbanen. Konsentrasjonene er betydelig lavere i innløpsvannet til behandlingsanlegget og generelt svært lave i utløpsvannet fra anlegget. Det ble ikke påvist PAH og etoksilater i utløpsvannet.

Behandlingsanlegget fjerner effektivt det meste av de forurensningene som sitter bundet til partikler. Dette gjelder i første rekke sink (Zn), tjæreforbindelser (PAH) og til en viss grad kobber (Cu). For mer vannløselige forbindelser, natrium, klor og svovel (Na, Cl og S) virker behandlingsanlegget først og fremst som et fordrøynings- og fortynningsbasseng, og bidrar i stor grad til å redusere konsentrasjoner og dermed miljørisiko i utløpsvannet for disse forbindelsene.

Vaskevannet fra vegbanen, samt flere av innløpsprøvene til behandlingsanlegget ble påvist å være til dels svært toksiske, mens det ikke ble påvist giftighet i noen av utløpsprøvene. Det kan synes som om konsentrasjonen av totalt organisk karbon (TOC), kobber (Cu) og vanadium (V) er best korrelert med giftigheten i prøvene.

Ytterligere undersøkelser må gjennomføres for å fastslå betydningen av etoksilater fra såpa og andre komponenter for den observerte giftigheten i avrenningsprøvene. Dette kan gjøres gjennom kontrollerte forsøk i laboratoriet.

**Nedenfor er det gitt en samlet presentasjon av de viktigste resultatene som er oppnådd gjennom 2000 og 2001:**

### **Vaskevann fra tunnel – mengder og forurensningsgrad**

- Normalt utføres det en helvask (mai) og 5 veggvasker per år i Nordby og Smihagen, mens det i Vassum utføres en helvask og 3 veggvasker.
- I løpet av et års tunnelvask i disse tre tunnellene brukes det ca. 700 m<sup>3</sup> vann og 8 m<sup>3</sup> såpe, dvs. ca. 75 l vann og 0,8 l såpe per tunnelmeter og år.
- Omtrent 40 % av årlig vann- og såpeforbruk er knyttet til helvask og 15 % til hver veggvask.
- Dersom såpemengden innenfor en vaskeepisode fortynnes i anvendte vannmengder gir dette en 1-1,1 % såpeløsning.
- Mengden vaskevann tilført behandlingsanlegget utgjør mellom 30 og 60 % av vannforbruket ved vasking (i gjennomsnitt antar vi ca. 50 %).
- Mengden vann som tilføres behandlingsanlegget vil variere med faktorer som styrer fordampning av vaskevann i tunnelen (temperatur, nedbør og luftfuktighet) og bruk av suge- og feiebil.
- Vaskestoffene i anvendt såpe synes å være raskt biologisk nedbrytbare, men er akutt giftige for vannlevende organismer. I akutt toksisitetstest med Microtox™ ble det funnet EC<sub>50</sub> = 0,007 % for anvendt industrisåpe, dvs. at normal såpekonsentrasjon i vaskevannet tilført behandlingsanlegget (1 %) må fortynnes mer enn 150 ganger for å unngå klare gifteffekter.
- Vaskevann tilført behandlingsanlegget har til dels vist høy giftighet ved Microtox akutt test (EC<sub>50</sub> 0,6-5 %).
- En sammenligning av konsentrasjoner i vegavrenning med antatte effektnivåer, indikerer at det er knyttet størst miljørisiko til innholdet av etoksilater, Cu, Zn og enkelte PAH-forbindelser (antrasen, pyren og benzo(a)antrasen).
- Kjemiske analyser viste at tilført vaskevann inneholdt mye organisk materiale og partikler (60-600 mg TOC/l og 60-3000 mg TS/l). Vaskevannet inneholdt også mye nitrogen og fosfor (1-7 mg P/l og opp til 27 mg N/l) samt høye verdier av kobber og sink.
- Tilført vaskevann hadde pH-verdier i intervallet 7,5-9,5 og ledningsevne 1-10 mS/cm.
- Partiklene som tilføres med vaskevannet består av 60-70 % silt, 20-40 % leire og 0-10 % sand.
- Analyse av organiske miljøgifter viste at vaskevannet inneholdt høye verdier av tjærestoffer (PAH) og vaskestoffer (etoksilater).
- Nedbrytning av organisk stoff (høye konsentrasjoner) i vaskevannet ga tidvis tilnærmet oksygenfrie forhold i innløpskummen og sedimentasjonsdammen til overvannsbassenget.

### **Overvannsbasseng for behandling av vaskevann fra tunneller**

- Sedimentasjon av partikler og biologisk nedbrytning av vaskestoffer synes å være de viktigste renseprosessene for vaskevann i overvannsbassenget.

- Ut fra vurderinger og beregning av massebalanse for de tre overvåkingsperiodene synes overvannsbassenget å gi følgende rensegrader: partikler 80-90 %, totalt organisk karbon 70-80 %, fosfor 70-80 %, kobber 70-80 % og sink 50-60 %.
- Tjæreforbindelsene (PAH) tilført overvannsbassenget er i hovedsak partikkelbundet og antas holdt tilbake i bassenget gjennom sedimentasjon av disse partiklene.
- Utløpsprøvene fra overvannsbassenget har ikke vært giftige målt med Microtox akutt test. Tilførte vaskestoffer synes derfor å brytes ned under transport gjennom anlegget.
- In situ studier av giftighet til vaskevann tilført overvannsbassenget ble gjort vha bunndyr fra Årungselta satt i bur i (1) i sedimentasjonsdam og (2) innløp, (3) midten og (4) utløpet av hoveddam i mai 2000. Bunndyrene i sedimentasjonsdammen døde ved første tilførsel av vaskevann mens bunndyrene i hoveddammen døde når konsentrasjonen av vaskevann ble for høy.
- Det har vært lekkasje i bunnen eller siden av overvannsbassenget gjennom hele prosjektperioden. I mai 2000 ble lekkasjen målt til 0,5 l/s, i november 2000 var den redusert til 0,4 l/s og i mai 2001 var den ytterligere redusert til 0,15 l/s. Lekkasjen synes dermed å bli gradvis redusert med økt driftstid av anlegget.

### **Mengde forurenset sediment akkumulert i sedimentasjonsbassenget på Vassum**

- I desember 2000 (driftstid 8 måneder) hadde det samlet seg i størrelsesorden 2,8 tonn forurenset sediment (som tørrstoff) i sedimentasjonsbassenget til anlegget.
- I juli 2001 hadde sedimentmengden økt til ca. 5 tonn. Analyser viste at sedimentet inneholdt ca. 350 kg organisk karbon, 0,37 kg kobber, 3,1 kg sink, 150 g bly og 187 g nikkel.
- Innholdet av forureningskomponenter i sedimentet var såvidt høyt at det bør utarbeides egne deponeringsrutiner som sikrer overflateresipienter og grunnvann mot uønsket forurenning.
- I løpet av driftsperioden for sedimentasjonsbassenget er det tilsammen brukt ca. 1000 m<sup>3</sup> vann og 12 m<sup>3</sup> såpe til vask av de tre tunnellene.

### **Fangdammer for behandling av vegavrenning – Fagernes og Årungstbukta**

- Det ble tatt ut prøver av sediment i dammene i januar 2001. Sedimentprøvene inneholdt lavere konsentrasjoner av forureningskomponenter enn sediment fra behandlingsanlegget ved Vassum.

# 1. Innledning

---

Denne rapporten gir en sammenstilling av resultater samlet i prosjektet "Renseeffekt i dammer/våtmarker for behandling av veg- og tunnelavrenning" gjennom 2000 og 2001. En del av resultatene er også presentert tidligere, dvs. i statusrapport for 2000.

Ved bygging av vegstrekningen E6-Korsegården-N til Vassum har det blitt etablert tre naturbaserte behandlingsanlegg for veg- og tunnelavrenning; (1)Fagernes, (2)Årungsstubukta og (3)Vassum. De to første er enkle anlegg bygd som fangdammer med sedimentasjonskammer og etterfølgende våtmarksfilter. Anlegget ved Vassum er betydelig mere påkostet og er bygd med støpt sedimentasjonskammer, membraner og pukkedekke i hoveddam. Anleggene ved Fagernes og Årungsstubukta behandler overvann fra de vegarealer som har fall mot det enkelte anlegg. Anlegget ved Vassum behandler vaskevann fra tre tunneller (Nordby, Smihagen og Vassum), men tilføres også overvann fra noe vegareal.

Anleggene er dimensjonert etter noe ulike metoder. Overflatearealet til fangdammene ved Fagernes og Årungsstubukta skulle i overflateareal utgjøre 2 % av vegarealet med avrenning mot anlegget. Vassum er dimensjonert direkte ut fra hydrologiske betraktninger knyttet til 10-minutters nedbør og volum vaskevann som tilføres fra de tre tunnelene som har avrenning til anlegget.

Sedimentasjon av partikler med innhold av forurensningskomponenter antas å være den viktigste renseprosessen i anleggene. Undersøkelser har vist at mer enn 90 % av forurensningskomponentene (tungmetaller, organiske miljøgifter og næringsstoffer) i vegavrenning er knyttet til partikler. I tillegg vil rensing skje gjennom mikrobielle omsetnings- og nedbrytningsprosesser og opptak til planter/alger.

Slike naturbaserte renseanlegg tas i bruk i stadig større grad for å redusere avrenning av forurensningskomponenter fra veganlegg. I dag er det ca. 15 anlegg i drift i Norge. Disse anleggene viser stor variasjon i utforming, dimensjonering og anleggskostnader. For å avgjøre hvor og hvordan slike anlegg skal bygges framover er det viktig å klarlegge forurensingstransport knyttet til veg- og tunnelavrenning samt renseeffekt og kostnadseffektivitet for etablerte anlegg.

Målsettingen for dette prosjektet som gjennomføres i perioden 2000-2003 er:

- klarlegge renseeffekter i behandlingsanlegg langs Årungen/Årungselta.
- Få oversikt over renseprosesser for resipientkritiske parametre
- Beskrive og evaluere anleggene hydraulisk og mht. rensekapasitet
- Foreslå evt. optimaliserende tiltak for anleggene
- Gi innspill til driftsinstruks for anleggene.

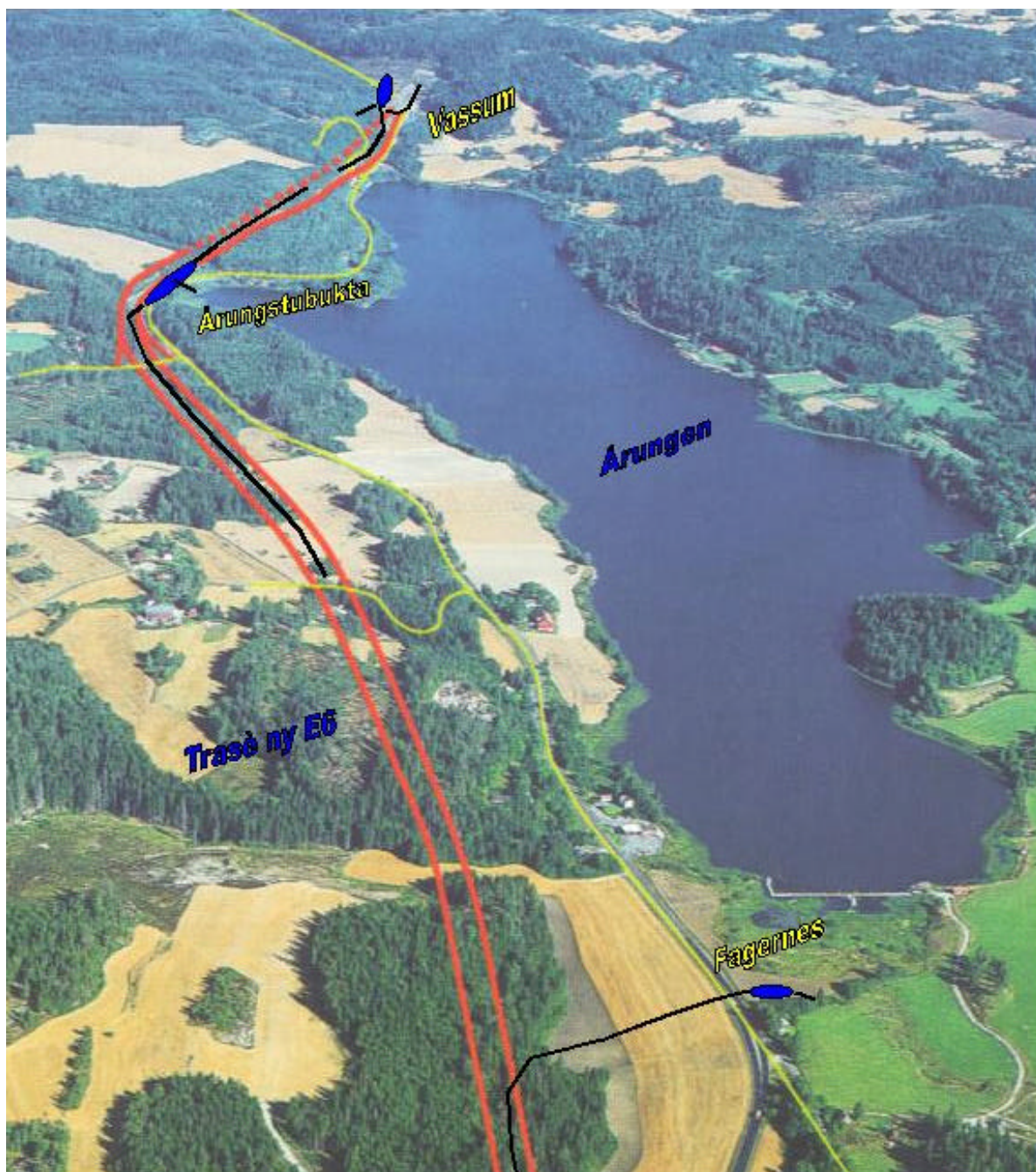
I 2000 ble det gjennomført innledende studier, samt detaljerte feltstudier som skulle avklare forurensingstilførsler, anleggsfunksjon og rensegrad for de ulike anleggene. Disse aktivitetene ble videreført i 2001. Denne rapporten gir en samlet presentasjon av prosjektets aktiviteter og resultater gjennom 2000 og 2001.

Med bakgrunn i at to pågående utredningsprosjekter (NIVA-ny E18 i Vestfold og Interconsult Group – overvannsbasseng Skulleruddumpa) også fokuserer på renseeffekt for vegavrenning i naturbaserte behandlingsanlegg, har vi valgt å konsentrere vår innsats rundt avrenning og behandling av vaskevann fra tunneller.



## 2. Beskrivelse av renseanlegg

De tre naturbaserte behandlingsanleggene som er undersøkt ble bygd for å behandle avrenning fra ny E6 Korsegården – Vassum i Ås kommune. Anleggene ble bygd i 1999 og satt i drift i 2000. To av anleggene behandler avrenning fra vegareal mens det tredje behandler vaskevann fra tre tunneller samt noe vegareal. De tre anleggene ble i hovedsak anlagt for å sedimentere partikler fra veg- og tunnelavrenning anriket med forurensningskomponenter, men også for biologisk nedbrytning av overflateaktive stoffer fra industrivaskemidler brukt ved tunnelvask. Plassering av de tre behandlingsanleggene som ligger langs ny E6 i Ås kommune er vist på flyfoto i figur 1.



Figur 1. Fangdammer ved Fagernes og Årungstubukta og overvannsbassengene ved Vassum behandler avrenningen fra veg og tunnelvask langs ny E6 Korsegården til Vassum i Ås kommune. Foto: Fjellanger-Widerøe.



## 2.1. Fangdam ved Fagernes

Fangdammen ved Fagernes (figur 2) består av et 1,5 m dypt sedimentasjonskammer etterfulgt av et grunt våtmarksfilter på 20-30 cm. Overflatearealet er ca. 750 m<sup>2</sup> og det utgjør dermed ca. 2 % av nedbørfeltet på 37 daa vegflate som drenerer til anlegget. I løpet av to vekstsesonger har det utviklet seg en tett våtmarksvegetasjon dominert av dunkjevle i våtmarksfilteret.

Våren 2001 skjedde det et dambrudd (figur 3) ved utløpet av våtmarksfilteret, sannsynligvis pga. at demningen hadde en utilfredstillende teknisk utførelse. I perioden etter dambruddet har renskapasiteten til fangdammen ved Fagernes blitt redusert. Utløpsdammen til våtmarksfilteret bør repareres våren 2002.



*Figur 2. Fangdammen ved Fagernes består av et sedimentasjonsbasseng og et våtmarksfilter og behandler avrenning fra 37 daa vegflate. Foto: Roger Roseth.*



*Figur 3. Dambrudd i utløpsdam for våtmarksfilteret ved Fagernes. Foto: Roger Roseth.*

## 2.2. Fangdam ved Årungstubukta

Anlegget ved Årungstubukta (figur 4) ble også bygd som en fangdam med sedimentasjonskammer og to våtmarksfiltre adskilt av permeable demninger. P.g.a. grunnforholdene måtte arealet reduseres og sedimentasjonskammeret ble grunnere enn planlagt. Overflatearealet til anlegget er i dag ca. 700 m<sup>2</sup> og utgjør ca.1,3 % av nedbørfeltet på 56 daa vegflate som drenerer til anlegget. I det første driftsåret til fangdammen skjedde det lekkasje av vann slik at deler av anlegget raskt tørket ut i perioder med lite nedbør. Disse lekkasjene er nå redusert slik at dammen opprettholder et mer stabilt vannivå, også i tørre perioder. I løpet av to vekstsesonger har våtmarksvegetasjonen i anlegget utviklet seg kraftig, og våtmarksfilteret ved utløpet av fangdammen viste god vegetasjonsdekning høsten 2001 (figur 5).



*Figur 4. Fangdammen ved Årungstubukta består av et sedimentasjonskammer og to våtmarksfiltre adskilt av permeable demninger. Foto: Roger Roseth.*



*Figur 5. Viser vegetasjonsutvikling i fangdammen ved Årungstubukta vinteren 2001. Foto: Roger Roseth.*



## 2.3. Overvannsbasseng ved Vassum

Anlegget ved Vassum ble bygd som et vått overvannsbasseng (figur 6) og består av et støpt sedimentasjonsbasseng etterfulgt av et hovedbasseng med justerbar dybde på 0,6-1,2 m. Overflatearealet er 550 m<sup>2</sup> med hhv. 50 m<sup>2</sup> på sedimentasjonsbasseng og 500 m<sup>2</sup> på hovedbasseng. Anlegget mottar vaskevann fra tre tunneler; Nordby-, Smihagen- og Vassumtunnelen. Fra Nordby- og Smihagentunnelen tilføres vaskevannet med selvfyll, mens det blir pumpet fra Nordbytunnelen. I tillegg mottar anlegget avrenning fra 17 daa vegareal. Anlegget ble dimensjonert for å gi vaskevann fra tunnelene en teoretisk oppholdstid på minst 5 døgn. Tunnelene som drenerer til anlegget har følgende lengde; Nordby 3850 m (2 løp), Smihagan 950 m (1 løp), Vassum 850 m (2 løp).

I 2000 skjedde det en betydelig lekkasje av vann fra overvannsbassenget som følge av utilfredstillende utførelse av tetting i bunn eller sidekanter (beregnet til ca. 0,5 l/s). Denne lekkasjen var betydelig redusert sommeren 2001 (ca. 0,15 l/s). Anleggsmessig ble det ikke lagt til rette for vegetasjonsutvikling i dette anlegget, og bare de grunne kantsonene har utviklet en viss våtmarksvegetasjon.



*Figur 6. Overvannsbasseng med sedimentasjonsdam og hovedbasseng for behandling av avrenning fra Nordby-, Smihagen- og Vassum-tunnelen og noe veg. Foto: Roger Roseth.*

### 3. Forurensning i avrenning fra veg og tunneler

Avrenning fra veg og tunneler inneholder en kompleks blanding av forurensningskomponenter der de fleste er knyttet til partikler. Mengden forurensning i avrenningen avhenger bl.a. av trafikk tetthet, salting, asfalttype, bruk av piggdekk og forurensning fra andre kilder enn trafikk. Organiske forurensningsstoffer kan komme fra bensin og diesel/forbrenningsprodukter av disse, spylevæsker og tensider fra såper. Noe polyaromatiske hydrokarboner (PAH) og tjærestoffer vil også komme fra slitasje av asfalt og evt. fra bildekk. Tungmetaller som kadmium, sink, kobber, nikkel og krom kommer fra bildekk, bremsesystemer, karosseri, bensin og diesel. Da alle tungmetaller i varierende konsentrasjoner finnes naturlig i berggrunn og jordsmonn, vil mye av tungmetallene knyttet til partikler i veg- og tunnelavrenning være naturlig (bakgrunnsnivå). Tabell 1 og 2 viser mengde forurensningskomponenter målt i avrenning fra større og trafikkerte veger.

Tabell 1. Maksimale og minimale konsentrasjoner av ulike forurensningskomponenter i avrenning fra veg i situasjoner ved hhv. snøsmelting og regn (Kolbenstvedt et al. 2000).

Forurensningstype	Snøsmelting		Regn	
	Maks	Min	Maks	Min
Kjemisk oksygenforbruk (mg O <sub>2</sub> /l)	360	50	310	55
Jern (mg Fe/l)	79	6	30	5
Kadmium (mg Cd/l)	0,026	0,004	0,028	0,002
Klorid (mg Cl/l)	3900	2	1100	3
Kobber (mg Cu/l)	0,43	0,01	0,18	0,01
Krom (mg Cr/l)	0,15	0,03	0,19	0,01
Kvikksølv (µg Hg/l)	13,2	0,2	5,1	0,6
Nikkel (mg Ni/l)	0,106	0,042	0,436	0,006
PAH (µg PAH/l)	11,6	1,5	3,9	1,4
Sink (mg Zn/l)	0,74	0,2	0,37	0,09
Partikler (mg TS/l)	1669	230	2400	174

Tabell 2. Målte konsentrasjoner av forurensning i avrenning fra veg (SFT 1995).

Fosfor (mg/l)	Nitrogen (mg/l)	Partikler (mg/l)	BOF (mg/l)	Sink (µg/l)	Bly (µg/l)	Kobber (µg/l)	PAH (µg/l)
0,1-0,76	1,3-3,6	30-1750	8-30	5-950	0,5-840	2-1330	1-40

Forurensning fra vask av tunneler har tidligere blitt undersøkt av både Jordforsk (1995) og NIVA/Geofuturum (1997). Disse resultatene er presentert i tabell 3 og 4.

Forurensningskomponenter i vaskevann fra tunneler har følgende kilder;

- forurensninger avsatt på vegger, tak og vegbane
- partikkeltilknyttede forurensningskomponenter
- vaskemiddel

Når det gjelder avrenning fra tunnelvask er det viktig å være klar over at anvendt vaskemiddel kan gi et vesentlig bidrag til mengden forurensningskomponenter målt i avrenningen samt bidra til å øke giftvirkningen av den samme avrenningen. Vaskemiddelet som ble brukt i tunnelene gjennom 2000 var **CW 613 Tunnelvask** levert av Clean Wave AS. Overflateaktive stoffer i dette vaskemidlet er fettalkohol og kvartært kokosalkylaminoetoksilat.

Tabell 3. Maksimale og minimale konsentrasjoner av forurensningskomponenter i avrenning fra tunnelvask ved følgende tunneler; Ullern, Lysaker, Nes, Valderøy, Ringnes og Røldal (Andersen et al. 1995). UD=under deteksjonsgrensen.

Parameter	Enhet	Maks.	Min.
Suspendert tørrstoff	mg/l	10530	4
Løst organisk karbon	mg/l	85	12
Surhet, pH		8,6	7,2
Konduktivitet	mS/m	257	45
Total fosfor	mg/l	7	0,0004
Natrium	mg/l	1310	44
Arsen	µg/l	39	UD
Kadmium	µg/l	5	UD
Krom	µg/l	4	UD
Kobber	µg/l	21	UD
Nikkel	µg/l	24	UD
Bly	µg/l	150	UD
Sink	µg/l	17700	UD

Tabell 4. Analyseverdier for vaskevann fra Nordby-tunnelen 25.04.97, hhv.veggvask og vegbanevask (Bækken og Åstebøl 1997).

Parameter	Enhet	Veggvask total	Veggvask løst	Vegbanevask total	Vegbanevask løst
Suspendert tørrstoff	mg/l	823		2260	
Suspendert gløderest	mg/l	683		1976	
Organisk	mg/l	140		284	
Totalt organisk karbon	mg/l	289		143	
Surhet, pH		8,88		7,41	
Konduktivitet	mS/m	195		93	
Total nitrogen	mg/l	5,8		3,4	
Total fosfor	mg/l	8,4		6,8	
Total svovel	mg/l	70	20	84	20
Natrium	mg/l	279		116	
Klorid	mg/l	310		123	
Arsen	mg/l	<30	<30	<30	<30
Barium	µg/l	100	<2	330	8
Kadmium	µg/l	0,54	0,06	1,94	0,11
Krom	µg/l	50	20	140	<10
Kobber	µg/l	100	50	260	<10
Jern	µg/l	15400	80	54000	430
Nikkel	µg/l	20	<10	60	<10
Bly	µg/l	32	1	93,6	5,8
Sink	µg/l	730	60	2600	20

## 4. Gjennomføring av feltstudier

---

### 4.1. Overvannsbasseng ved Vassum

#### 4.1.1. Utstyr og metoder

Ved oppfølging av overvannsbassenget ved Vassum har det blitt brukt følgende utstyr:

- ISCO automatiske vannprøvetakere ved innløp og utløp av dammen
- Vannføringsloggere (2 stk) med trykceller.
- Hydrolab multiprobelogger ved innløp og utløp av dammen
- Sedimentasjonsfeller i hovedbasseng.

Oppfølgingen har vært knyttet til disse vaskeepisodene:

- Helvask av Nordby-, Smihagen og Vassumtunnelen i perioden mai/juni 2000
- Veggvask av Nordby-tunnelen i november 2000
- Helvask av Nordby, Smihagen og Vassumtunnelen i mai 2001.

Før, under og etter vaskeepisodene ble det gjort kontinuerlige målinger av vannkvalitet inn og ut av anleggene ved hjelp av Hydrolab multiprobesonder (pH, konduktivitet, oksygen, turbiditet, vanntemperatur, redoks og trykkehøyde). Mengde vaskevann tilført anlegget fra Nordby-tunnelen ble klarlagt gjennom manuell avlesing av pumpetid og -volum i pumpestasjon. Vannhøyden i overvannsbassenget ble målt kontinuerlig ved hjelp av vannføringsloggere med trykceller. Tidsporsjonalt prøvetaking av inn- og utløpsvann ble gjort med Isco automatiske prøvetakere. Prøvene ble samlet i prøvetakerenes karusell med 24 prøveflasker. Før delprøvene ble blandet til representative blandprøver ble det målt pH og elektrisk ledningsevne på hver enkelt prøve. Bruk av disse vannprøvetakerene ga også muligheter til å analysere delprøver dersom en ønsket å bryte opp vaskehendelsen i mindre enheter. Utstyret installert ved innløp og utløp av dammer er vist i figur 7.



*Figur 7. Utstyr plassert ved innløp og utløp til behandlingsanlegg for tunnelvask ved Vassum i mai/juni 2000; Hydrolab-sonde, ISCO ekkolodd-logger og ISCO autom. vannprøvetaker.*

For utvalgte vannprøver (inn- og utløp) samt anvendt såpe ble det gjennomført giftighetstester; Microtox akutt test (Se kapittel 4.1.2 "Analyser").

Sediment akkumulert i sedimentasjonsbasseng og hovedbasseng ble prøvetatt i januar og i juli 2001. For sedimentasjonsbassenget med støpt bunn ble sedimentet prøvetatt med en sylinder med indre diameter 1,7 cm. Prøvetakingen ga mulighet til å bestemme både tykkelse og vekt av sedimentet på tre ulike steder i sedimentasjonsbassenget. På bakgrunn av disse målingene ble akkumulert mengde sediment beregnet.

#### 4.1.2. Analyser

Alle vann og sedimentprøver har blitt analysert på Jordforsk-LAB i hht. akkrediterte metoder, bortsett fra noen organiske analyser som er analysert ved Miljø-Kjemi, Norsk miljøseniter AS. Giftighetstester av vann har blitt utført på Jordforsks forskningslaboratorium.

**Totalinnholdet** av metaller (Na, K, Mg, Ca, Fe, P, S, Al, Cu, Mn, Zn, Pb, Cd, V, Ni, Ti, Cr, Ba og Mo) og organisk materiale (TOC) i **vannprøvene** ble bestemt etter oppløsning av vannprøven (med partikler) i salpetersyre (1:1 syre:vann) i autoklav. Løst (vannløselig) fraksjon av de samme parametrene ble bestemt i en filtrert (0,45 µm) prøve.

Et utvalg av prøvene ble analysert for innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), samt innhold av tensid (etoksilater). PAH i ble bestemt ved å ekstrahere vannprøven 3 ganger med diklormetan og etter inndamping ble ekstraktet analysert ved gasskromatografi med massespektrometrisk detektor (GC/MS-SIM). Ved bestemmelse av etoksilater i vannprøvene dampes prøven inn til tørrhet og ekstraheres med metanol. Ekstraktet fortynnes deretter med vannholdig HPLC eluent og analyseres på væskekromatograf med massespektrometrisk detektor med elektropray inlet (LC-MS scan mode). Ved bestemmelsene ble kvartært kokosalkylaminoetoksilat brukt som standard.

**Sedimentprøvene** tatt ut 22. januar 2001 ble analysert for innhold av organisk karbon samt tungmetaller og andre metaller på ICP (Na, K, Mg, Ca, Fe, P, S, Al, Cu, Mn, Zn, Pb, Cd, V, Ni, Ti, Cr, Ba og Mo). ICP-analysene ble gjort etter at prøvene ble syreløst med kongevann. En sedimentprøve tatt ut 23. juli 2001 ble i tillegg analysert for et utvidet sett med parametre: glødetap, nitrogen, ammonium-nitrogen, kvikksølv, AOX, PAH, dietylheksylftalat, di-isonylfталat, nonylfenol (NP) og nonylfenoletoksilater (NPEO). I tillegg ble kornfordelingen analysert ved hjelp av pipettemetoden.

**Giftighet av vannprøver** ble bestemt vha. **Microtox akutt test**. Microtox er en biotest hvor en måler hemmingen av lysutsendelse fra bakterien *Vibrio fischeri*. Bakterien er en marin organisme med evne til å sende ut lys som følge av en indre fysiologisk prosess som er direkte koblet til respirasjon. En reduksjon i lysutsendelse betyr en reduksjon i biologisk aktivitet og indikerer en toksisk virkning av prøven. I forsøket lages det en fortynningsrekke av prøven med 2 %-saltløsning og hemmingen av lysutsendelse undersøkes i fortyningene etter 5 og 15 minutter. Her anvendes resultatene fra målingene gjort etter 15 minutters eksponering.

**Kornfordelingen i vannprøvene** ble bestemt ved Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) ved bruk av laserdiffraksjon. I denne metoden filtreres partiklene i prøven fra ved bruk av membranfilter og vekten av partikler bestemmes. Deretter oksideres prøven (fjerner organisk materiale) og klumper fjernes ved ultralydbehandling. Partiklene blir til slutt suspendert i en bærevæske som pumpes rundt i analyseinstrumentet hvor de blir belyst med monokromatisk laserlys. Gjennomsnittet av tre parallelle prøver danner grunnlag for analyseresultatet.



### 4.1.3. Forenklet risikovurdering av inn- og utløpsprøver

For vannprøver fra inn- og utløp av overvannsbassenget ved Vassum i mai 2001 har det blitt gjort en forenklet risikovurdering mht. mulighet for gifteffekter i Årungselva. Prinsippene for en slik risikovurdering er beskrevet i det følgende:

Det finnes to tilnæringer når miljørisiko knyttet til sammensetning av jord og vannprøver skal vurderes: teoretiske tilnæringer og økotoksisitetstesting. De teoretiske tilnærningene baserer seg på tilgjengelig kunnskap om effekten av enkeltstoffer på ulike testorganismer, og hvor resultater fra eksisterende toksisitetstester brukes til å beregne en grenseverdi for biologiske effekter, dvs. den konsentrasjon som antas ikke vil gi miljøeffekter. I økotoksisitetstesting eksponeres organismer for den aktuelle vannprøven og effekter måles.

EU har utviklet en modell for miljørisikovurdering hvor en grenseverdi for miljøeffekter, kalt PNEC (Predicted No Effect Concentration), blir sammenliknet med målte eller beregnede konsentrasjoner i miljøet, den såkalte PEC (Predicted Environmental Concentration). I denne metoden brukes forholdet mellom miljøkonsentrasjoner og grenseverdier, altså PEC/PNEC, som en indikasjon på hvorvidt man står overfor konsentrasjoner i jord eller vann som utgjør et miljøproblem eller ikke. Dersom PEC/PNEC er lavere enn 1, betyr det at risikoen knyttet til utslipp av et stoff er akseptabel, mens verdier av PEC/PNEC større enn 1 angir at grenseverdien er overskredet og at utslippet er forbundet med uakseptabel risiko.

#### Samvirkende effekter av kjemikalier

Som de fleste andre metoder for å vurdere miljørisiko er EUs modell utviklet for enkeltstoffer, ikke for komplekse stoffblandinger som for eksempel i vegavrenning. For stoffer som virker via den samme toksiske virkemåten har man dokumentert additive effekter (konsentrasjonsadditivitet) når de finnes i blanding, mens man for stoffer som virker via forskjellige virkemåter gjerne oppnår en samlet effekt som er mindre enn additiv (effektadditivitet). Det finnes imidlertid også eksempler på at stoffer som virker via forskjellige virkemåter gir synergistiske effekter, for eksempel i tilfeller hvor et av stoffene gir induksjon eller hemming av et enzym som bidrar i den biokjemiske omdanningen av et annet. Som en rimelig konservativ antagelse kan man imidlertid ta utgangspunkt i at effekten av en stoffblanding antas å være additiv (konsentrasjonsadditivitet).

#### Grenseverdier for miljøeffekter i vann (PNEC<sub>v</sub>)

Norge har ikke egne økologisk baserte grenseverdier for ferskvann, og vi har derfor valgt å støtte oss på grenseverdier fastsatt av de tre landene Nederland, Canada og USA. Grenseverdier for organiske stoffer er oppsummert i tabell 5, og for metaller i tabell 6. Som det fremgår av disse tabellene er det svært stort avvik mellom høyeste og laveste grenseverdi; for eksempel er det for antrasen og kadmium over en faktor 60 mellom de amerikanske og de kanadiske grenseverdiene.

Tabell 5. Utvalgte grenseverdier for organiske forurensningskomponenter relevant for veiavrenning. De grenseverdiene som er brukt i videre vurdering er uthevet.

Stoff	Anbefalte grenseverdier for ulike forurensningskomponenter relatert til effekter i akvatisk miljø (µg/L)			
	Nederlandske <sup>1</sup>	Canadiske <sup>2</sup>	Amerikanske <sup>3</sup>	Annet
Naftalen	1,2	<b>1,1</b>	12 <sup>4</sup>	-
Asenaftalen	-	-	-	-
Asenaften	-	<b>5,8</b>	23 <sup>5</sup>	-
Fluoren	-	<b>3,0</b>	3,9 <sup>4</sup>	-
Fenantren	<b>0,3</b>	0,4	6,3 <sup>5</sup>	-
Antrasen	0,07	<b>0,012</b>	0,73 <sup>4</sup>	-

Fluoranten	<b>0,3</b>	0,04	6,16 <sup>5</sup>	-
Pyren	-	<b>0,025</b>	-	-
Benzo(a)antrasen	<b>0,01</b>	0,018	0,027 <sup>4</sup>	-
Krysen/trifenylene	<b>0,34</b>	-	-	-
Benzo(b+j+k)fluoranten	-	-	-	-
Benzo(a)pyren	0,05	0,015	<b>0,014<sup>4</sup></b>	-
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	<b>0,04</b>	-	-	-
Dibenzo(a,h)antrasen	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)perylene	<b>0,03</b>	-	-	-
Nonylfenol (NP)	-	-	-	<b>0,33<sup>6</sup></b>

<sup>1</sup> Maximum Permissible Concentrations (MPC) in freshwater. Kilde: Kalf et al. (1997).

<sup>2</sup> Canadian Environmental Quality Guidelines – freshwater. Kilde: Canadian Council of Ministers of the Environment (1999).

<sup>3</sup> Kilde: Suter & Tsao (1996)

<sup>4</sup> National Ambient Water Quality Criteria (se Suter & Tsao (1996))

<sup>5</sup> Tier II secondary chronic values (se Suter & Tsao (1996))

<sup>6</sup> Risikovurderinger foretatt av ekspertgrupper innenfor EU. Rapporter er tilgjengelig fra European Chemicals Bureau, Ispra, Italia.

<sup>7</sup> Kilde: van der Plassche et al. (1999).

Tabell 6. Utvalgte grenseverdier for metaller relevant for veiavrenning fra tunneler. De laveste rapporterte grenseverdiene er benyttet for vurdering. Tallene som er brukt i videre vurdering er uthevet i tabellen.

Stoff	Anbefalte grenseverdier relatert til effekter i akvatisk miljø (µg/L)		
	Nederlandske <sup>1</sup>	Canadiske <sup>2</sup>	Amerikanske <sup>3</sup>
Jern	-	<b>300</b>	1000 <sup>4</sup>
Kobber	<b>1,5</b>	2-4	12 <sup>4</sup>
Mangan	-	-	<b>120<sup>5</sup></b>
Sink	<b>9,4</b>	30	110 <sup>4</sup>
Molybden	290	<b>73</b>	370 <sup>5</sup>
Aluminium	-	<b>5-100</b>	87 <sup>4</sup>
Bly	11	<b>1-7</b>	3,2 <sup>4</sup>
Kadmium	0,42	<b>0,017</b>	1,1 <sup>4</sup>
Vanadium	<b>4,3</b>	-	20 <sup>5</sup>
Nikkel	<b>5,1</b>	25-150	160 <sup>4</sup>
Titan	-	-	-
Krom	8,7	<b>1,0-8,9</b>	11-210 <sup>4</sup>
Kobolt	<b>2,8</b>	-	<b>23<sup>5</sup></b>
Barium	220	-	<b>4,0<sup>5</sup></b>
Arsen	25	5,0	<b>3,1-190<sup>4,5</sup></b>

<sup>1</sup> Nederlandske Maximum Permissible Concentrations (MPC). Referanse: Crommentuijn et al. (2000).

<sup>2</sup> Canadian Environmental Quality Guidelines. Referanse: Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999).

<sup>3</sup> Referanse: Suter & Tsao (1996)

<sup>4</sup> National Ambient Water Quality Criteria (se Suter & Tsao (1996))

<sup>5</sup> Tier II secondary chronic values (se Suter & Tsao (1996))

Stoffer hvor det ikke har vært tilgjengelige grenseverdier (manglende PNEC) eller der hvor konsentrasjonene har vært lavere enn deteksjonsgrensene (manglende PEC) er ikke tatt med i miljørisikoberegningene.

#### 4.1.4. Vaskeomganger i 2000 og 2001

I 2000 ble det utført tilsammen 13 vaskeomganger i de tre tunnellene som drenerer til overvannsbassenger: 6 i Nordby, 6 i Smihagen og 1 i Vassum. Alle tunnellene ble helvasket i mai, mens resten av vaskeomgangene var veggvask med et lavere vannforbruk.

I 2001 ble det utført tilsammen 16 vaskeomganger i tunnellene: 6 i Nordby, 6 i Smihagen og 4 i Vassum. Helvask ble som i 2000 utført i mai mens resten av vaskeomgangene var veggvasker.

Av total vannmengde brukt til tunnelvask gjennom året forbrukes ca. 40 % ved helvask som normalt utføres i mai. Ved hver veggvask brukes det omtrent 15 % av årlig vannforbruk..

## **4.2. Fangdam ved Fagernes**

Tilsammen 9 sedimentasjonsfeller ble satt ut i våtmarksfilteret 23.05.00. Utsatte sedimentasjonsfeller var keramiske fliser 15\*15 cm, satt på bunnen av filteret. Det ble satt ut tre feller i innløp, tre midt i og tre ved utløp, slik at fellene skulle kunne beskrive sedimentasjonen i både bredde og lengde av anlegget. Disse fellene ble ikke høstet i 2001, slik som forutsatt, pga. demningsbrudd i utløpsdam som tørkla våtmarksfilteret.

Stikkprøver av vannkvalitet i inn- og utløp til dammen ble tatt 02.11.00. Stikkprøver av sediment akkumulert i dammen ble tatt 22.01.01. Vannprøvene ble analysert mht. konduktivitet, totalt organisk karbon, suspendert stoff, totalnitrogen, totalfosfor og pH. Sedimentprøvene analysert for innhold av organisk karbon samt innhold av fosfor og metaller i syreløst prøve. Alle analysene ble utført av Jordforsk-LAB.

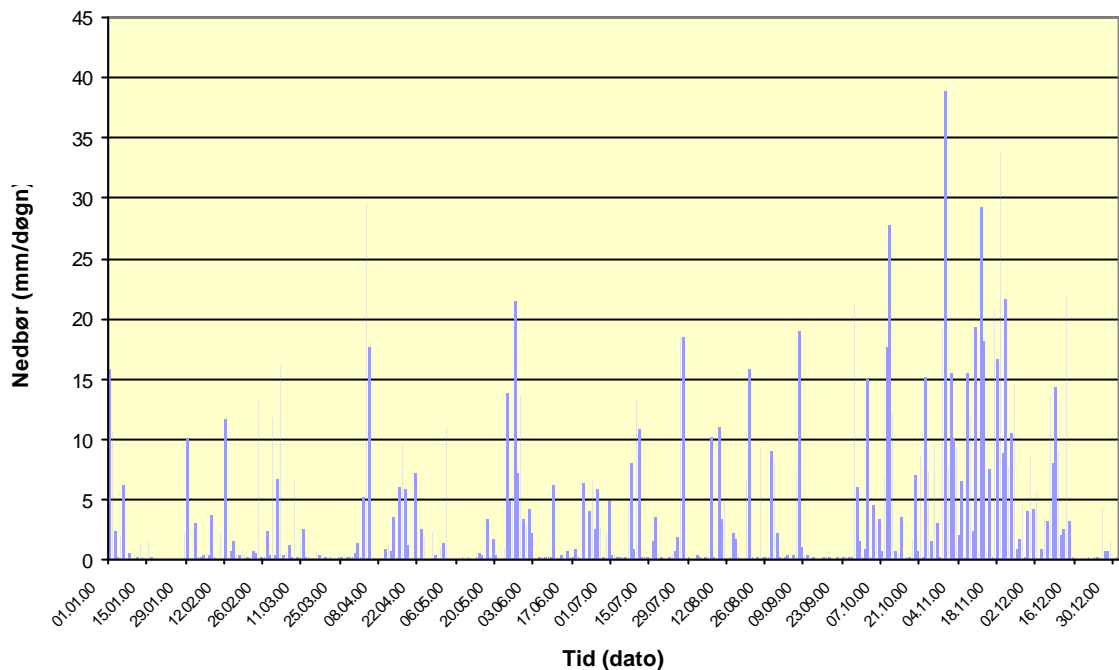
## **4.3. Fangdam ved Årungsstubukta**

Det ble satt ut 9 sedimentasjonsfeller i fangdammen i mai 2000. Fellene dekker en lengde- og breddegradient i dammen og skal gi grunnlag for å beskrive mengde partikler og forurensningskomponenter som har sedimentert i dammen. I hht. forsøksplanen skulle disse fellene høstes og analyseres våren 2001, men utfra ønske om å prioritere analyser fra tunnelvaskeanlegget ble høstingen utsatt til våren 2002. Stikkprøver av vannkvalitet i inn- og utløp av fangdammen ble tatt ut 02.11.00 og av sediment 22.01.01. Prøvene ble analysert for samme parametre som beskrevet for dammen ved Fagernes.

## 5. Nedbør gjennom oppfølgingsperioden

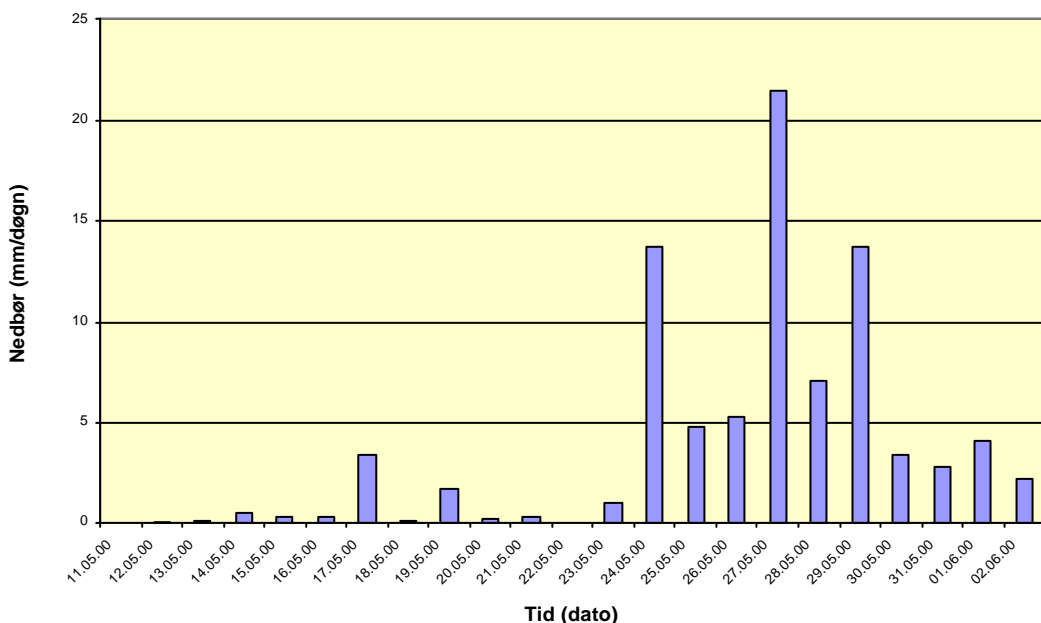
### 5.1. Nedbør i 2000

Figur 8 viser nedbør pr. døgn (mm) på Ås gjennom 2000 (Meteorologisk stasjon NLH). Året hadde mer nedbør enn normalt, og størsteparten av nedbøren kom på høsten. Totalt sett kom det 1237 mm nedbør og av dette kom 677 mm i perioden september til desember.



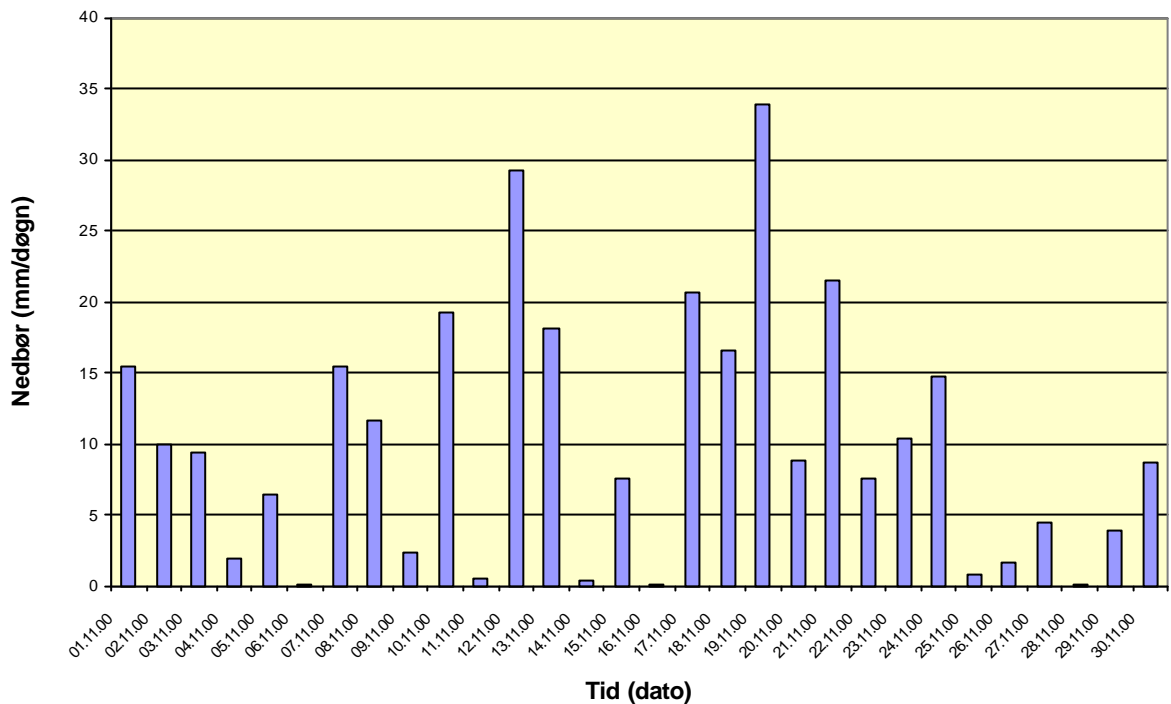
Figur 8. Nedbør (mm/døgn) i Ås gjennom 2000.

Figur 9 viser nedbør i perioden 11. mai til 2. juni 2000, dvs. parallelt med helvask i Nordby- og Smihagentunnelen. Som figuren viser var det lite nedbør i forbindelse med vasking av Nordby-tunnelen i perioden 11-19. mai, dvs. tilsammen 6,5 mm. I perioden 19. mai til 2. juni var det betydelig mere nedbør, dvs. 80 mm.



Figur 9. Nedbør gjennom feltperioden i mai 2000 (11.05.00-02.06.00).

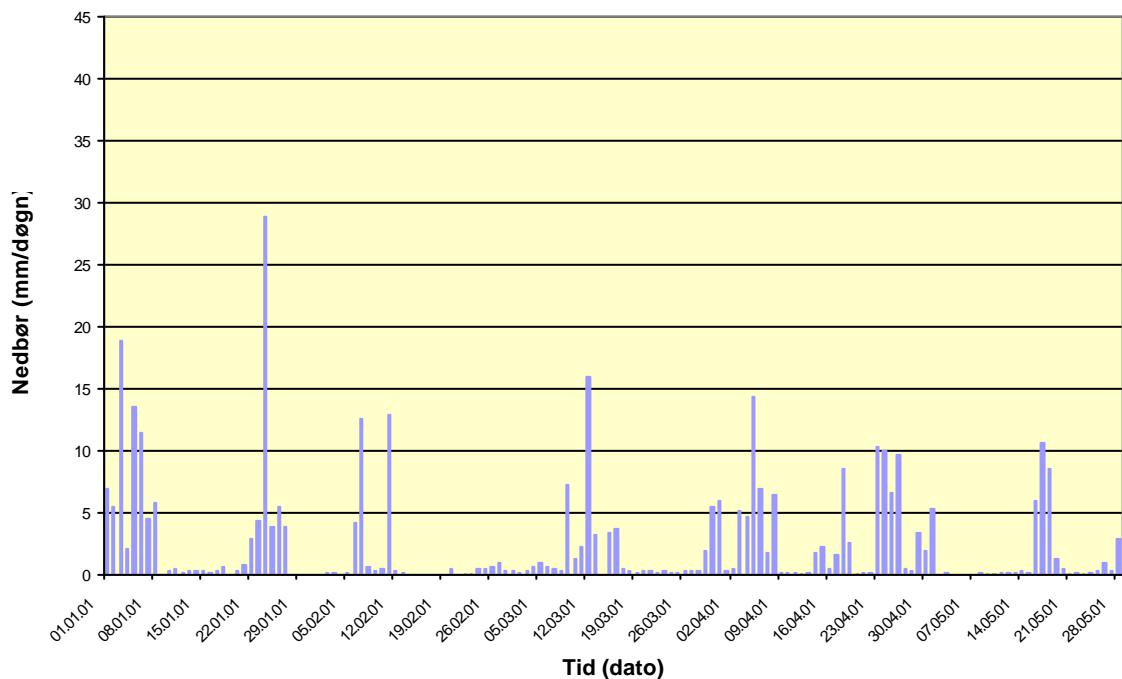
Figur 10 viser nedbør i november 2000, dvs. parallelt med overvåkingsperiode for veggvask i Nordbytunnelen. I denne perioden kom det betydelig nedbør, noe som ga stor avrenning fra vegarealet (17 daa) som drenerer til anlegget. Totalt sett kom det 302 mm i perioden 1.-30. november.



Figur 10. Nedbør gjennom feltperioden i november 2000 (01.11.00-30.11.00).

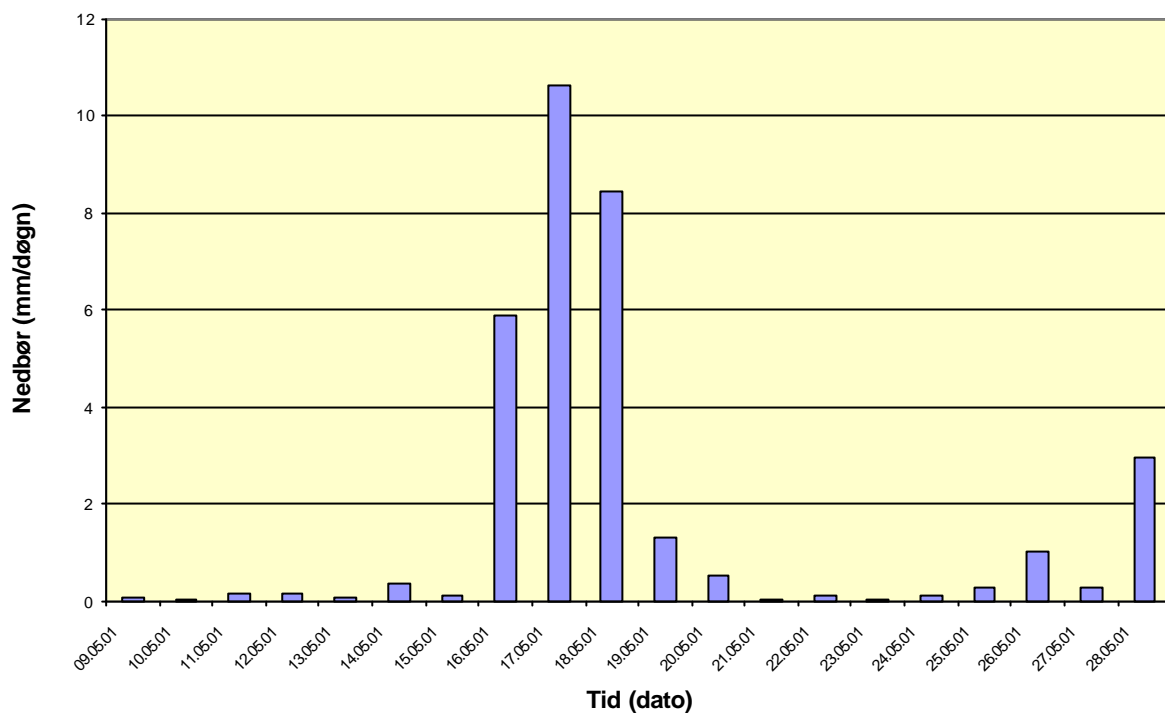
## 5.2. Nedbør i 2001

Figur 11 viser nedbør per døgn (mm) på Ås i perioden 01.01.01 til 28.05.01. Totalt kom det 352 mm nedbør i denne perioden, og største døgnet nedbør (29 mm) kom 24. januar.



Figur 11. Nedbør (mm/døgn) i Ås i perioden 01.01.01 til 28.05.01.

Figur 12 viser nedbør i perioden 9. til 28. mai, dvs. parallelt med feltperioden for helvask i de tre tunnellene. Som figuren viser var det lite nedbør i perioden 9. til 15. mai. Deretter kom det ca. 25 mm i perioden 16. til 19. mai. I perioden 20. til 28. mai var det også lite nedbør, tilsammen ca. 7 mm, fordelt på mindre regnskurer.



Figur 12. Nedbør gjennom feltperioden i mai 2001 (09.05.01-28.05.01).

## 6. Resultater – overvannsbasseng Vassum

---

Overvannsbassenget ved Vassum mottar avrenning fra Nordby-, Smihagen- og Vassumtunnellen. I fortsettelsen er disse tunnelene omtalt som Nordby, Smihagen og Vassum.

### 6.1. Vaskeprosedyrer og forbruk av vann og såpe

#### 6.1.1. Vaskeprosedyrer

Før start av vask blir det kjørt feie- og sugebil som tar opp tilgjengelig veistøv. Selve tunnelvasken blir utført av to kjøretøyer, en såpebil som påfører en blanding av såpe og vann på de flatene som skal vaskes og en spylebil som spylar av påført såpe og skitt med høytrykk (figur 13). Mesteparten av vaskevannet tilføres avløpsnett for tunnelen via lokale slukrister. Noe vaskevann blir tatt opp i feie- og sugebilen som følger etter spylebilen under størstedelen av vaskeprosessen. Avhengig av bla. luftfuktighet og vind vil fordamping fra vegg og vegbane kunne fjerne en betydelig andel av det vannet som blir brukt under vaskeprosessen.

Såpebilen påfører en blanding av såpe og vann (1:10). Normalt forbruk er ca. 50 l ren såpe per time. I løpet av en natt med vasking (7-8 timer) brukes det ca 400 l såpe blandet i 4000 l med vann. Spylebilen som følger etter såpebilen bruker 32-40 m<sup>3</sup> vann i løpet av en natts vasking. Dersom anvendt såpe blandes likt i forbrukt vannvolum vil resultatet bli en ca. 1 % såpeløsning. I praksis vil konsentrasjonen av såpe i avrenningsvannet variere over vaskeepisoden, men det vil skje en viss utjevning av såpekonsentrasjonen i sandfang og pumpekum før vaskevannet tilføres overvannsbassenget.

Under vasking benyttes feie- og sugebilen til å feie opp vann og slam etter spyling. Når bilen er full, tømmes vann og flytende slam enten mellom veibanene sør for tunnelen, eller i veggrofta nord for tunnelen. Det som tømmes i nord følger lokal bekk med avrenning nordover, mens det som tømmes i sør i hovedsak renner til pumpekummen og blir tilført rensedammen.

**I fortsettelsen bør feie- og sugebilen tømmes på et punkt med avrenning mot rensenanlegget.**

#### 6.1.2. Forbruk av vann og såpe

I Nordby og Smihagen blir det normalt utført 6 vaskeomganger hvert år: en helvask i mai og 5 veggvasker gjennom resten av året (i januar, februar, mars, september og desember). I Vassum utføres det normalt en helvask (mai) og 3 veggvasker (i januar, februar og mars). Tabell 7 og 8 viser når det ble utført vask i hhv. 2000 og 2001 og anslår forbruk av vann og såpe for hver vaskeomgang samt totalt over året (Pers. medd. Anders Mjell, Statens Vegvesen). Tabellene viser at omtrent 40 % av årsforbruket av vann og såpe er knyttet til helvask i mai, mens hver veggvask gir ca. 15 % av årsforbruket.

Helvask av Nordby utføres normalt over en periode på 6 netter, dvs. tre netter i nordre løp og tre netter i søndre løp. Tak og kabelstrekk vaskes først, deretter vegger og vegbane. Ved vasking blir det normalt kjørt 1 eller 2 fang (tur/retur) per natt. I gjennomsnitt blir det brukt ca. 400 l ren såpe og ca. 40 m<sup>3</sup> vann per natt. Normalt forbruk blir med dette ca. 125 m<sup>3</sup> vann og 1,2 m<sup>3</sup> såpe per tunneløp. Veggvask blir normalt utført i løpet av to netter.

Helvask i Smihagen gjøres i løpet av 1,5 natt (12 timer), mens veggvasken tar en halv natt (4 timer). Helvask i Vassum gjøres i løpet av 6 timer, mens veggvasken tar ca. 2 timer.

Samlet for alle tre tunnelene ble det brukt anslagsvis 8,3 m<sup>3</sup> ren såpe og 710 m<sup>3</sup> vann ved vasking i 2000. Tilsvarende tall for 2001 var anslagsvis 8,6 m<sup>3</sup> ren såpe og 734 m<sup>3</sup> vann.



Figur 13. Bil som påfører såpe ved tunnelvask.

Tabell 7. Viser tidspunkt for vask av Nordby, Smihagen og Vassum i 2000 og anslått forbruk av vann og såpe ved hver vaskeomgang og totalt gjennom året.

<b>Nordby 2000</b>					
Type vask	Uke	Dato	Vasketid (t)	Vann (l)	Såpe (l)
Veggvask	3	17-19	16	64 000	800
Veggvask	7	14-16	16	64 000	800
Veggvask	11	13-15	16	64 000	800
Veggvask	36,37	5,11,12	16	64 000	800
Veggvask	47,48	23,28	16	64 000	800
Helvask	19,20	14-19	48	250 000	2400
<b>Totalt</b>			<b>128</b>	<b>570 000</b>	<b>6400</b>
<b>Smihagen 2000</b>					
Type vask	Uke	Dato	Vasketid (t)	Vann (l)	Såpe (l)
Veggvask	3	20	4	16 000	200
Veggvask	7	17	4	16 000	200
Veggvask	11	16	4	16 000	200
Veggvask	37	12	4	16 000	200
Veggvask	50	13	4	16 000	200
Helvask	21	22	12	40 000	600
<b>Totalt</b>			<b>32</b>	<b>120 000</b>	<b>1600</b>
<b>Vassum 2000</b>					
Type vask	Uke	Dato	Vasketid (t)	Vann (l)	Såpe (l)
Helvask	22	30	6	20 000	300
<b>Totalt</b>			<b>6</b>	<b>20 000</b>	<b>300</b>



Tabell 8. Viser tidspunkt for vask av Nordby, Smihagen og Vassum i 2001 og anslått forbruk av vann og såpe ved hver vaskeomgang og totalt gjennom året.

<b>Nordby 2001</b>					
Type vask	Uke	Dato	Vasketid (t)	Vann (l)	Såpe (l)
Veggvask	4	22-24	16	64 000	800
Veggvask	8,9	15,19,20	16	64 000	800
Veggvask	12	20-22	16	64 000	800
Veggvask	37	10-13	16	64 000	800
Veggvask	49	4-5	16	64 000	800
Helvask	19,21	9,10,14,15,31,22	48	250 000	2400
<b>Totalt</b>			<b>128</b>	<b>570 000</b>	<b>6400</b>
<b>Smihagen 2001</b>					
Type vask	Uke	Dato	Vasketid (t)	Vann (l)	Såpe (l)
Veggvask	4	25	4	16 000	200
Veggvask	8	21	4	16 000	200
Veggvask	12	22	4	16 000	200
Veggvask	38	17	4	16 000	200
Veggvask	49	6	4	16 000	200
Helvask	20	14,15	12	40 000	600
<b>Totalt</b>			<b>32</b>	<b>120 000</b>	<b>1600</b>
<b>Vassum 2001</b>					
Type vask	Uke	Dato	Vasketid (t)	Vann (l)	Såpe (l)
Veggvask	4	24	2	8 000	100
Veggvask	8	20	2	8 000	100
Veggvask	13	26	2	8 000	100
Helvask	20	14	6	20 000	300
<b>Totalt</b>			<b>12</b>	<b>44 000</b>	<b>600</b>

Tabell 8. Viser tidspunkt for vask av Nordby, Smihagen og Vassum i 2001 og anslått forbruk av vann og såpe ved hver vaskeomgang og totalt gjennom året.

## 6.2. Overvåking av helvask i mai 2000

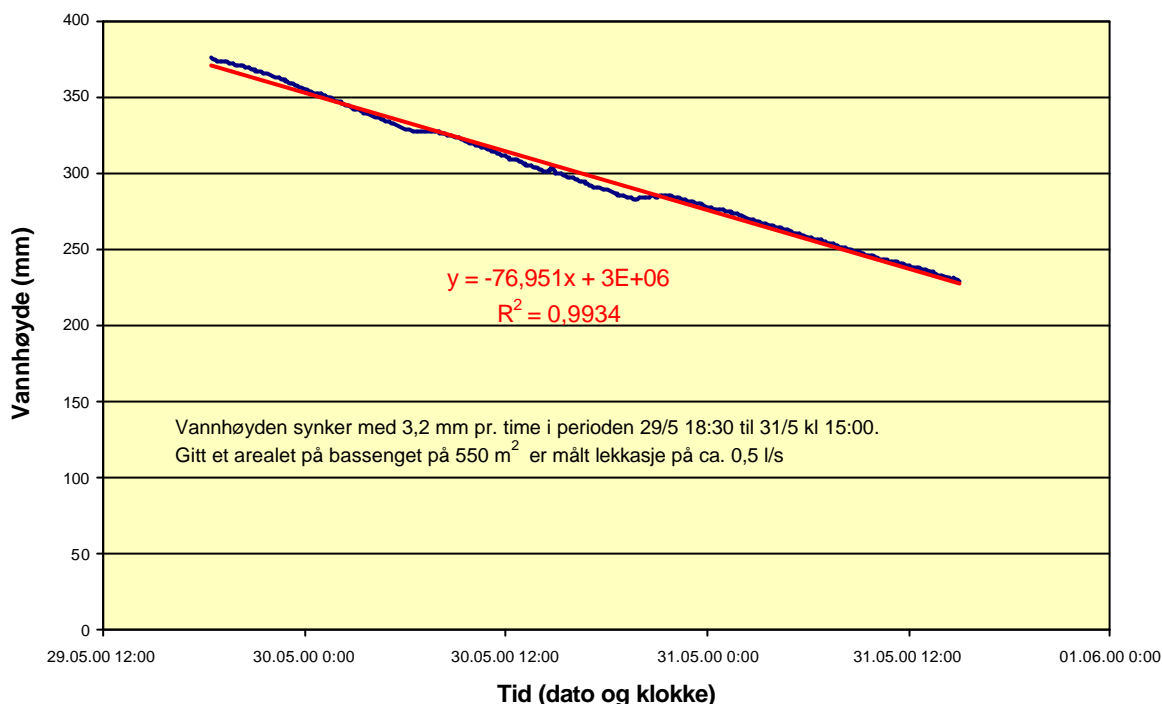
### 6.2.1. Vannføring

I perioden 11-19. mai 2000 hvor Nordby ble vasket var det ingen nedbør. All avrenning til behandlingsanlegget kom derfor fra vaskeprosessen. Tilført vannmengde ble målt vha. en ISCO trykksonde-logger montert i innløpskum. Oppnådde måleresultater var usikre pga. at overløpsprofilet var dårlig definert, men antydte at kun 10-15 % av vannmengden forbrukt i vaskeprosessen kom fram til behandlingsanlegget. Denne reduksjonen i vannmengde ble antatt å skyldes fordampning fra overflater og porer i vegbane og tunnelvegger, samt evt. noe infiltrasjon i fjellsprekker. Fordelt på vaskedøgn og kvadratmeter vegflate (50 000 m<sup>2</sup>) i tunnelen utgjør forbrukt vannmengde på 215 m<sup>3</sup> omtrent 1 mm/døgn. Når små vannmengder blir tilført et stort areal er det naturlig at en stor andel av tilført vann vil fordampe.

Avrenningen av vaskevann fra Nordby ble pumpet til behandlingsanlegget. I 2001 ga registrering av gangtid for pumpe en forbedret kontroll med mengde vann tilført behandlingsanlegget.

## 6.2.2. Lekkasje fra overvannsbasseng

I forbindelse med nedbør i perioden 24.-29. mai 2000 (66 mm) steg vannhøyden i behandlingsbassenget til et nivå 375 mm over definert nullpunkt for loggeren, men kom ikke så høyt at det gav overløp fra bassenget. I løpet av 45 timer med lite/ingen nedbør ble det målt en tilnærmet konstant reduksjon i vannhøyde, dvs. omtrent 3,2 mm per time (figur 14). En slik reduksjon i vannhøyde tilsvarer (med utgangspunkt i et bassengareal på 550 m<sup>2</sup>) en lekkasje på 0,5 liter per sekund. Lekkasje punkt (er) ble ikke klarlagt.



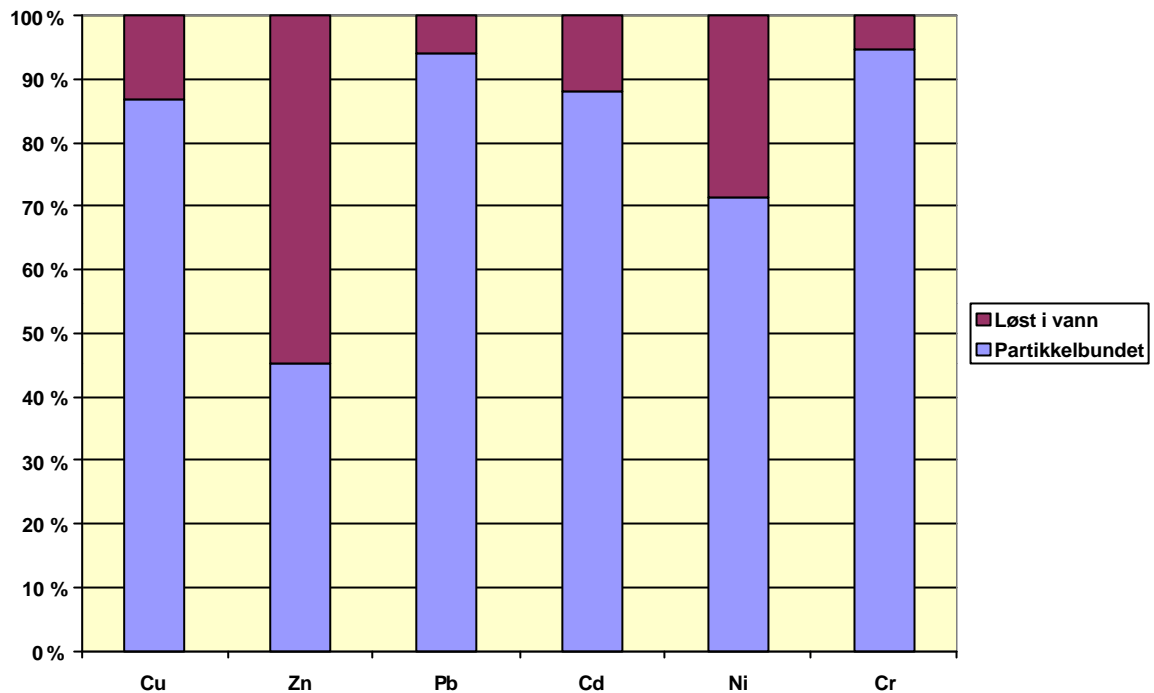
Figur 14. Gradvis avtakende vannhøyde i overvannsbasseng som følge av lekkasje.

## 6.2.3. Vannprøver fra inn- og utløp

Under vasking av Nordby i perioden 11.-22. mai ble det tatt ut vannproporsjonale prøver av vaskevannet tilført behandlingsanlegget ved Vassum. Disse ble blandet til en prøve som var representativ for hele måleperioden. Analysene viste at vaskevannet inneholdt mye organisk materiale (596 mg TOC/l) og partikler (3030 mg TS/l). Mengden organisk materiale var omtrent 5 ganger høyere enn i normalt avløpsvann og mye av dette stammet sannsynligvis fra såpe brukt ved tunnelvask (vedlegg 1).

Prøven inneholdt også høye konsentrasjoner av nitrogen (27 mg N/l), fosfor (6,5 mg P/l) og natrium (1130 mg Na/l).

Mht. metaller så inneholdt prøven høye verdier av sink (13,8 mg/l), bly (170 µg/l), kobber (680 µg/l) og nikkel (140 µg/l). Metallanalysene ble utført både på filtrert (0,45 µm) og ufiltrert prøve løst i syre. Analysene viste at de fleste metallene var knyttet til partikler (figur 15). Til forskjell fra de andre metallene ble det funnet at omtrent 50 % av sinkinnholdet i prøven var løst.



Figur 15. Forholdet mellom løste og partikkelbundne forurensninger i avrenning fra tunnelvask. Vannprøven er vaskevann tilført overvannsbasseng ved Vassum i perioden 11-22. mai 2000.

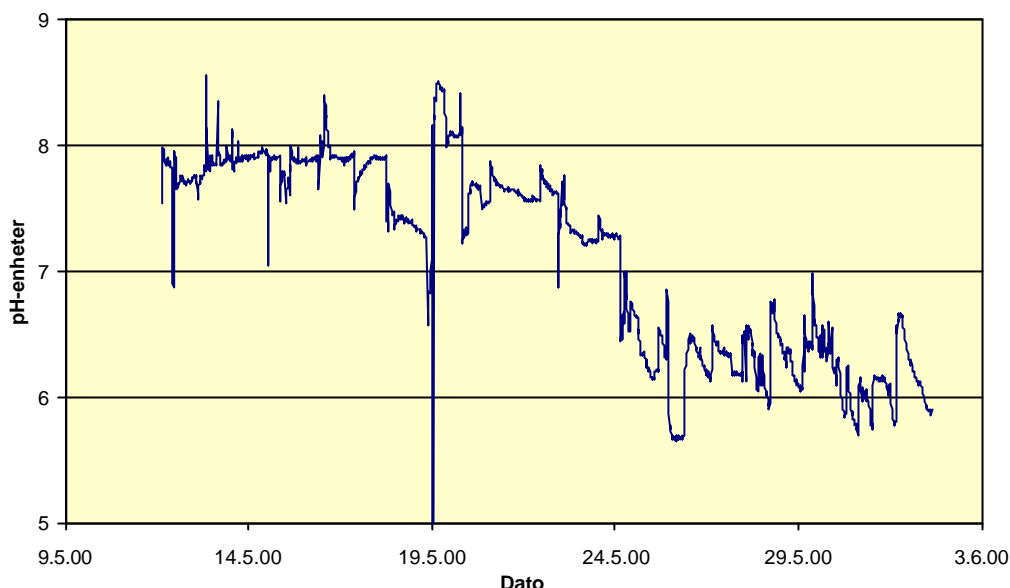
Smihagen ble vasket natt til 23. mai. Det ble samlet en blandprøve av avrenning til overvannsbassenget i perioden 22.-26. mai som inneholdt både vaskevann fra Smihagen samt overvann fra vegareal (15 mm nedbør). For denne prøven ble vaskevannet tilført fra Smihagen fortynnet med overvann slik at konsentrasjonene av forurensningskomponenter ble lavere funnet ved vask av Nordby. Analysene viste et innhold av partikler på 409 mg TS/l, totalt organisk karbon på 42 mg TOC/l, totalnitrogen på 11 mg N/l, fosfor 1,38 mg P/l og natrium på 57 mg Na/l (vedlegg 1). Også denne prøven ble analysert for innhold av metaller på filtrert (0,45 µm) og ufiltrert prøve. Resultatene viste at også for denne prøven var de fleste av metallene sterkt knyttet til partiklene.

I perioden 26.-29. mai ble det også tatt ut en blandprøve av innløpet til anlegget. I denne perioden ble det ikke gjort tunnelvask. Konsentrasjonen av totalt organisk karbon var derfor lavere (14 mg TOC/l), mens innholdet av partikler fremdeles var høyt. Innholdet av metaller var betydelig lavere (vedlegg 1).

Lekkasjen i dammen gjorde det umulig å ta utløpsprøver eller gjøre kontinuerlige målinger av vannkvalitet i utløpet. En "utløpsprøve" ble derfor tatt i nær utløpet i hoveddammen 31. mai 2000. Denne prøven inneholdt 18 mg totalt organisk karbon (vedlegg 1). Med utgangspunkt i blandprøver og antatt mengde vann tilført med nedbør skulle prøven ha inneholdt nærmere 40 mg totalt organisk karbon. Dette indikerte at omtrent halvparten av det organiske materialet tilført dammen med vaskevann fra tunnelene, ble brutt ned.

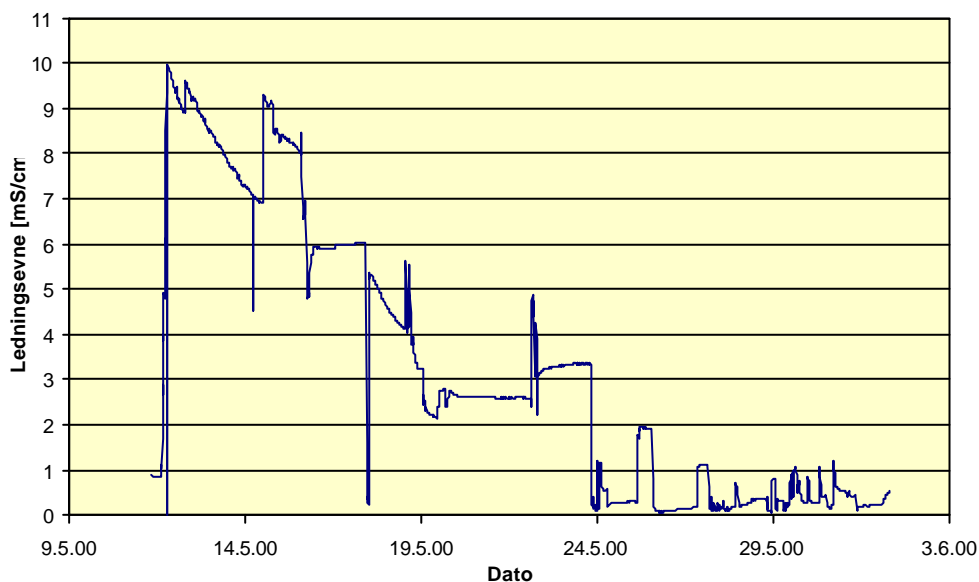
#### 6.2.4. Kontinuerlige målinger av vannkvalitet

I perioden 11.-23. mai 2000 kom det lite nedbør og avrenningen til anlegget ble i hovedsak dominert av vaskevann fra Nordby og Smihagen. Gjennom denne perioden viste avrenning tilført dammen pH-verdier på mellom 7 og 8 (figur 16). I perioden 24.-31. mai kom det 73 mm nedbør og anlegget ble tilført store mengder overvann fra vegarealer som drenerer til anlegget. I denne perioden sank pH til nærmere 6.



Figur 16. pH-verdier i innløpet til overvannsbassenget i perioden 11. mai til 2. juni 2000.

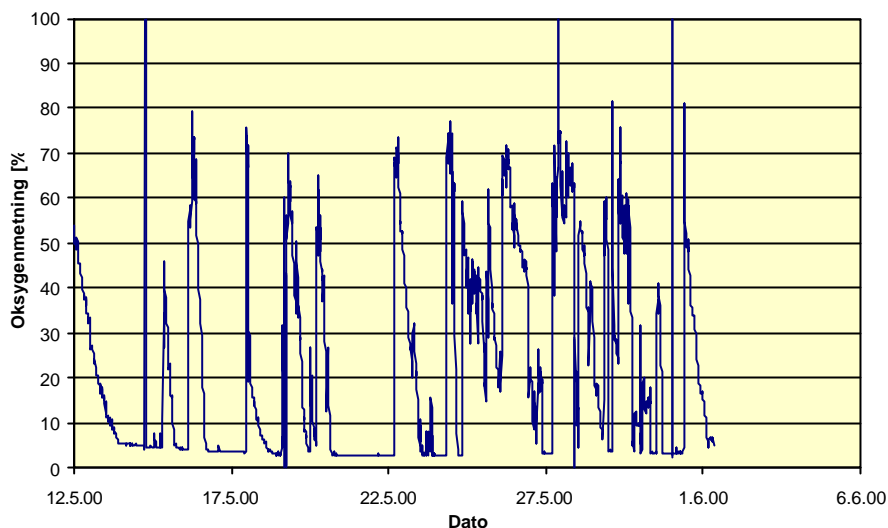
Ledningsevnen viste stor variasjon gjennom måleperioden (figur 17). Ekstremt høye verdier (10 mS/cm) ble målt når anlegget ble tilført vaskevann fra Nordby. Som følge av nedbør og tilførsel av betydelige mengder overvann fra veg sank ledningsevnene til et mer normalt nivå mot slutten av perioden (0,1-1 mS/cm). Høy ledningsevne antas å skyldes en kombinasjon av utvasking av vegsilt avsatt i tunnelene gjennom vinteren og ioniske komponenter i anvendt vaskemiddel.



Figur 17. Ledningsevne i innløpet til overvannsbassenget i perioden 11. mai til 2. juni 2000.

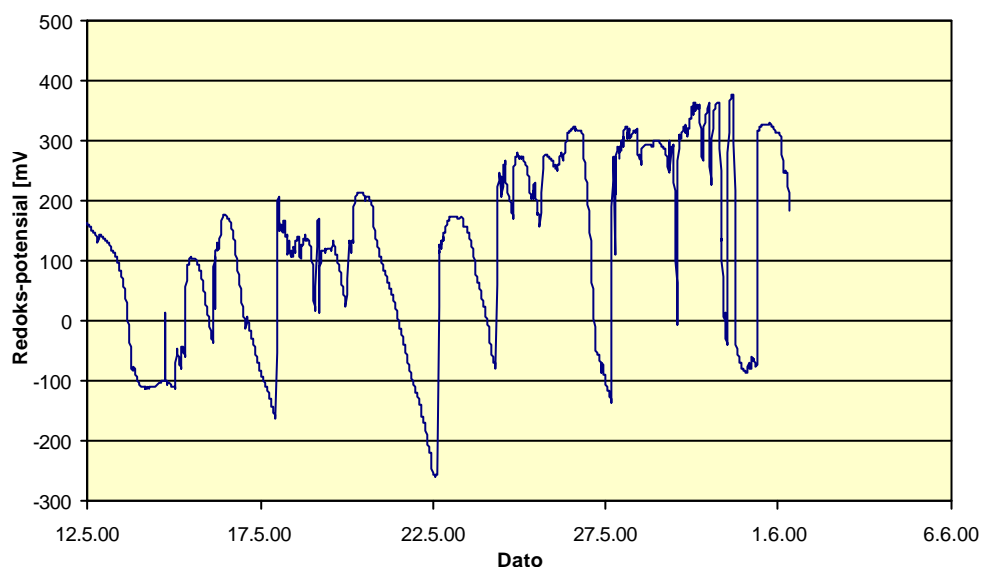
Målte oksygen-verdier var vanskelige å tolke (figur 18). Det var flere perioder med svært lave oksygen-verdier. Spesielt under vasking av Nordby og Smihagen viste de fleste målingene at tilført avrenning hadde svært lavt innhold av oksygen. Med økende nedbør og økt avrenning fra vegarealer ble det jevnt over målt høyere oksygenverdier, men også i denne perioden ble det målt noen lave verdier. Observerte variasjoner kan skyldes at vaskevann fra Nordby ble tilført overvannsbassenget gjennom pumping noe som ga pulsvise endringer i

oksygeninnholdet i vannet. Lave oksygenverdier i vaskevannet antas å skyldes stort oksygenforbruk ved nedbrytning av lett nedbrytbare organiske vaskestoffer.



Figur 18. Oksygenmetning (%) i avrenning tilført overvannsbassenget i perioden 11. mai til 2. juni 2000.

Målte redoksverdier (figur 19) viste en tilsvarende tendens som funnet for oksygen, dvs. gjennomgående lave verdier i den perioden hvor anlegget mottok avrenning fra tunnelvask og høyere verdier i den perioden hvor anlegget mottok en større andel overvann fra veg.



Figur 19. Ledningsevne i innløpet til Vassum-anlegget i perioden 11. mai til 2. juni.

### 6.2.5. Giftighetstester

Giftigheten til innsamlede blandprøver ble bestemt vha. Microtox akutt test. Blandprøven av avrenning tilført anlegget ved vask av Nordby (11-22. mai 2000) var svært giftig (tabell 9). Halvparten av bakteriene døde i en løsning som inneholdt 0,6 % av den opprinnelige prøven. Blandprøven tilført anlegget etter vask av Smihagen (22-26. mai 2000) var fortennet med overvann fra vegareal og mindre giftig enn prøven med avrenning fra Nordby. Her ble det beregnet at en fortenning av opprinnelig prøve til 77 % ga en dødlighet for bakteriene på 20 %. For utløpsprøven fra anlegget tatt 31. mai ble det ikke påvist gifteffekter. Giftigheten av industrivaskemidlet brukt ved tunnellvask ble også testet i 1 % konsentrasjon, dvs. tilsvarende

konsentrasjon som forventet i vaskevann tilført overvannsbassenget. Vaskemidlet ga 50 % dødlighet av bakteriene i en konsentrasjon 0,007 % av opprinnelig produkt eller 0,7 % av en 1 % løsning. Dette betyr at målt giftighet for vaskemidlet forklarte hele gifteffekten som ble funnet i vaskevann fra Nordby. Målt gifteffekt i prøven fra Nordby kunne likevel skyldes et samspill mellom flere giftige komponenter som inngår i prøven.

Tabell 9. Giftighet av innløps- og utløpsprøver tilført overvannsbassenget i mai 2000. Angir også målt gifteffekt av anvendt vaskemiddel.

Prøve	Avrenning fra Nordby-tunnel 11-22. mai	Avrenning fra Smihagen tynnet med overvann 22-26. mai	Utløpsprøve fra anlegget 31. mai	Vaskemiddel CW-613 Tunnelvask
Giftighet	EC <sub>50</sub> = 0,6 %	EC <sub>20</sub> = 77 %	Ikke giftig	EC <sub>50</sub> = 0,007 %

### 6.3. Overvåking av veggvask i november 2000

Det ble foretatt veggvask i Nordby i november 2000 (23.11 og 27-29.11). Første natt ble vifter, elektrisk kabelgang samt skilter vasket. Deretter ble nedre del av veggen vasket. Det ble brukt 50 m<sup>3</sup> vann hver natt. Noe vaskevann ble samlet opp av suge- og feiebil og tømt på nordsiden eller sørsiden av tunnelen. Ved tømning på nordsiden av tunnelen ble oppsamlet volum ikke tilført overvannsbassenget. Dette ga variasjon i vannmengder tilført overvannsbassenget. I følge våre målinger ble mellom 15 og 30 m<sup>3</sup> tilført rensedammen hver natt vaskingen foregikk, dvs. 15-60 % av aktuelt vannforbruk ved vasking.

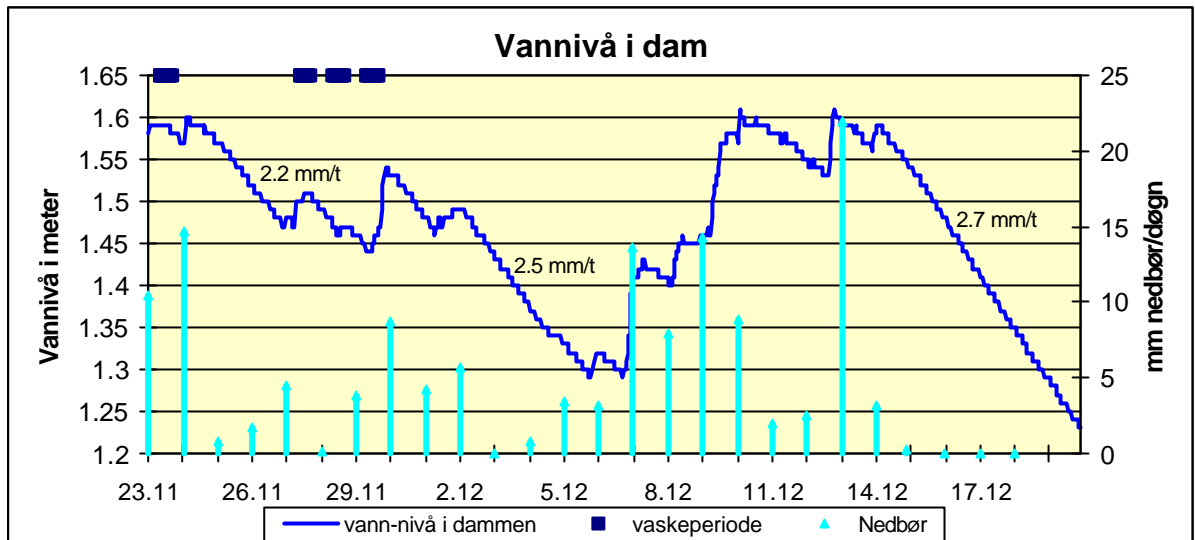
#### 6.3.1. Nedbør og vannhøyde i overvannsbasseng

Det var betydelig nedbør i perioden forut for tunnelvasken (figur 10). Overvannsbassenget var helt fullt og det var avrenning via dykket overløp og videre over terskel i kummen nord for bassenget. Figur 20 viser vannhøyden i bassenget og nedbør under og etter vaskeperioden. Terskelen ligger på ca 1,58 meter i forhold til lokalt definert null-punkt, og ved store nedbørmengder ledes mye vann raskt ut i Årungselva.

Figuren viser at bassenget reagerte raskt på nedbør og at 10 mm ga en økning i vannhøyde på ca 10 cm. Dersom en tar utgangspunkt i at bassenget blir tilført overvann fra 17 daa med vegareal, tilsier dette at ca. 30 % av nedbøren ble tilført bassenget.

Pumpekapasiteten til pumpene som pumper vann fra innløpskum til overvannsbassenget er på 56 m<sup>3</sup>/time hver. Et tidsur er koblet til hver pumpe. Basert på registrering av pumpetid i pumpekummen ble det hver vaskenatt tilført mellom 15 m<sup>3</sup> og 35 m<sup>3</sup> vann. Dette resulterte i en økning i vannhøyde på mellom 3,6 og 6,4 cm (basert på 550 m<sup>2</sup> vannareal).

I perioder med lite eller ingen nedbør og uten tilførsel av vaskevann sank vannhøyden i bassenget med inntil 2,7 mm/time (se figur 20). Dette tilsvarer en lekkasje på 0,4 liter/sekund. Sammenlignet med målinger fra mai 2000 (0,5 l/sekund) var lekkasjen blitt noe mindre.



Figur 20. Vannivå (i meter) i overvannsbasseng under og etter veggvask i Nordby i november 2000. Vannivået synker med inntil 2,7 mm/ time. Vaskeperioder er markert med streker på toppen av diagrammet og døggnedbør (mm/døgn) er vist for hvert døgn.

### 6.3.2. Vannkvalitet i inn- og utløp

Det ble tatt prøver vha ISCO automatisk prøvetagere satt ut ved innløp og utløp av bassenget. Prøvene av tilført vaskevann ble tatt ut i pumpekummen for vaskevann på sørsiden av tunnelen med 1 times intervall mellom hver prøve. Prøvene ble tatt uavhengig av om pumpa var i drift eller ikke. Fra utløpskummen til anlegget ble det tatt prøver hver 6. time. Disse prøvene ble tatt ca. 30 cm under terskelnivået i kummen.

#### pH og ledningsevne

Målinger av pH og ledningsevne i inn- og utløpsprøvene til anlegget er vist figur 21. Både pH og ledningsevnen økte markert når vaskeperioden startet, for så å avta mot slutten av en vaskenatt, og avta ytterligere før neste vaskeperiode. Ved vasking to netter på rad gikk ikke pH og ledningsevne tilbake til utgangspunktet. Betydelig nedbør (ca 25 mm) mellom første og andre vaskenatt ga tilførsel av overvann fra vegareal som ga lavere pH og ledningsevne i innløpskummen.

Vannet i utløpet viste svakt stigende pH og ledningsevne i dagene etter vasking.

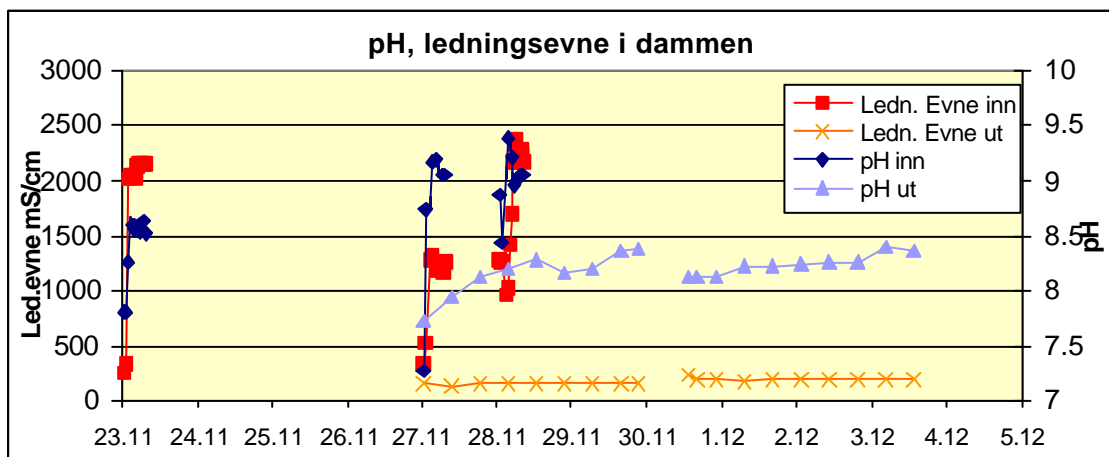


Fig 21. pH og elektrisk ledningsevne målt i innløpskummen og utløpskummen under og etter vaskeperiodene.

## TSS, TOC, KOF og BOF

Ved hjelp av feltinstrument ble det målt totalt suspendert stoff (TSS), totalt organisk karbon (TOC) samt kjemisk og biologisk oksygenforbruk (KOF, og BOF) i en del prøver under og etter vaskeperiodene. Figur 22 viser resultatet av målte prøver fra to vaskeepisoder og figur 23 viser resultatene fra utløpskummen. Det ble benyttet innstillinger som tilsvarer vann fra innløpsvann til renseanlegg (inflow).

Det er en tydelig topp, særlig for suspendert stoff og kjemisk oksygenforbruk midt i hver vaskeperiode. Verdiene er 2 til 3 ganger høyere i den siste episoden sammenlignet med den første. Forskjellene kan skyldes variasjoner i hvilke arealer som ble vasket eller fortykning med overvann fra vegareal.

Det er relativt stabile verdier i utløpsdammen, bortsett fra noen perioder med lavere verdier som kan skyldes innslag av regnvann. Verdiene er betydelig lavere enn i innløpskummen.

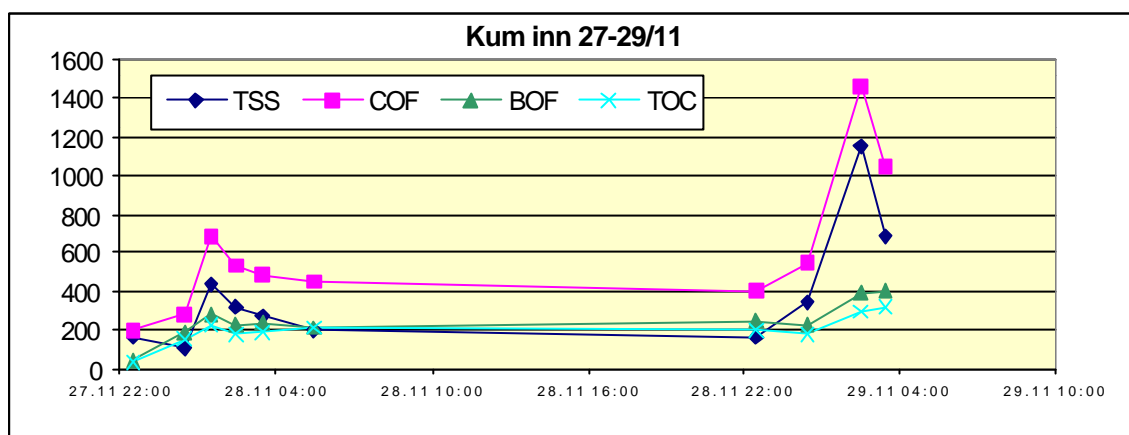


Fig 22. Totalt suspendert stoff (TSS), totalt organisk karbon (TOC) samt kjemisk og biologisk oksygenforbruk (COF, og BOF) fra innløpskummen under to vaskeepisoder. Alle verdier i mg/l.

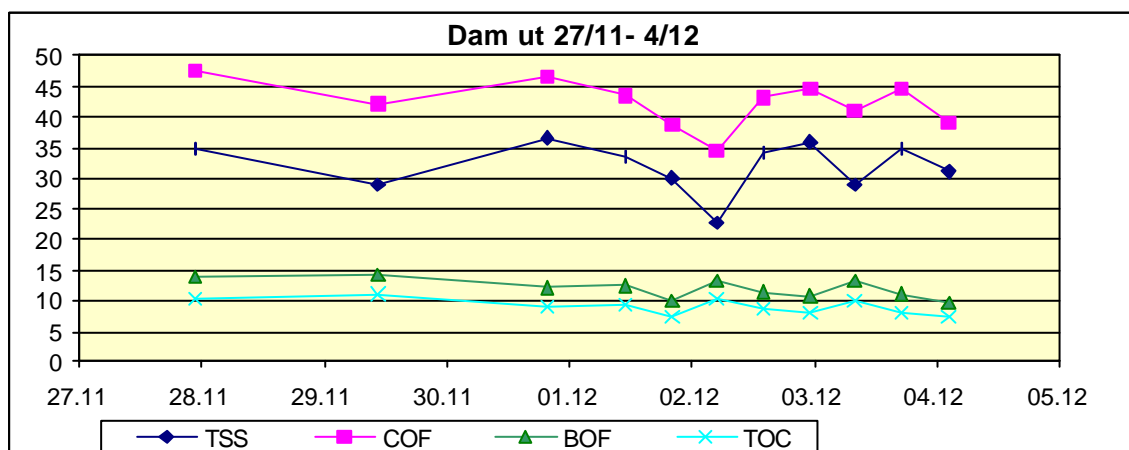


Fig 23. Totalt suspendert stoff (TSS), totalt organisk karbon (TOC) samt kjemisk og biologisk oksygenforbruk (COF, og BOF) fra utløpsdammen etter tre vaskeepisoder. Alle verdier i mg/l.

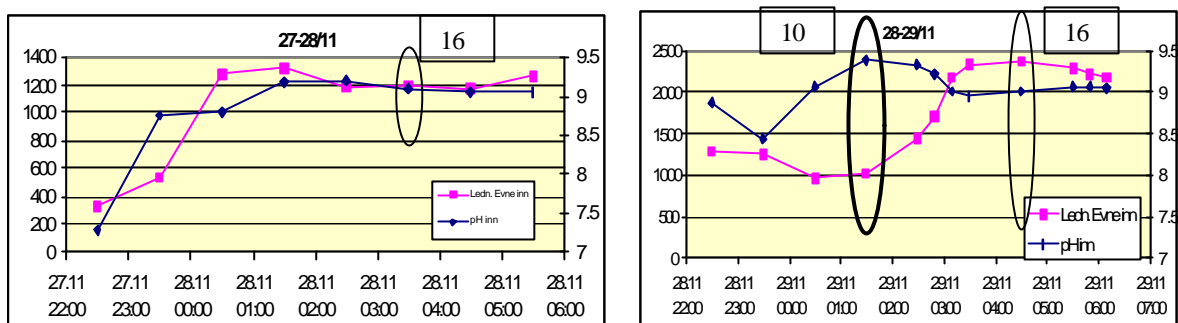
## Oppholdstidstudie med bromid

Det ble gjort forsøk med å tilsette bromid i innløpskummen for å studere oppholdstid i dammen. Det ble tilsatt 2 kg NaBr som ble løst opp og sluppet ut i innløpet til dammen den 27.11.00. Det ble ikke registrert økning i bromid innholdet i utvannet i løpet av de neste 7 døgn. Det kom ca 30 mm nedbør i løpet av disse dagene. Resultatet kan tolkes enten slik at det er mer enn 7 dagers oppholdstid i dammen, eller at konsentrasjonene var for lave.



## Kjemisk analyse

Tre av vannprøvene denne perioden ble analysert for kjemisk innhold; en fra andre og to fra tredje vaskenatt (se figur 24 a og b). Analyseverdiene er vist i tabell 10 og vedlegg 2.



Figur 24. Prøver analysert for kjemisk innhold er markert med en sirkel.

Tabell 10. Totalt kjemisk innhold i prøvene. Alle verdier i mg/.

Dato	28.11	29.11	29.11
Na	223	258	512
K	35	48.7	59.1
Mg	6.57	24.2	11.3
Ca	57.2	71.8	74.1
Fe	8.47	47.4	14.1
P	1.71	5.49	5.98
S	50	40.1	89.6
Al	7.23	37	11.6
Cu	0.13	0.28	0.18
Mn	0.187	1.15	0.386
Zn	3.75	2.23	3.73
Pb	0.021	0.075	0.031
Cd	0.0012	0.0015	0.0012
V	0.0239	0.137	0.0517
Ni	0.0158	0.0624	0.0389
Ti	0.744	3.84	1.1
Cr	0.0153	0.0676	0.0245
Co	0.0093	0.035	0.0163
Ba	0.0997	0.359	0.142
Mo	0.0081	0.0168	0.0119

Verdiene var generelt noe lavere enn det som ble målt under prøvetakingen i mai. Årsaken var økt fortykning med overvann fra vegareal som følge av mye nedbør.

## Renseevne

Det er usikkert å beregne renseeffekten over vaskeepisoden pga mye nedbør og problemer med vannbalansen og fortykningseffekten som følge av lekkasjer i dammen. Likevel indikerer inn- og utløpskonsentrasjoner at anlegget bidrar til en vesentlig rensegrad for viktige parametre (figur 25). Faren for akutte forurensningseffekter under vaskeepisodene synes å reduseres betydelig og den totale belastningen til resipienten ble også redusert.

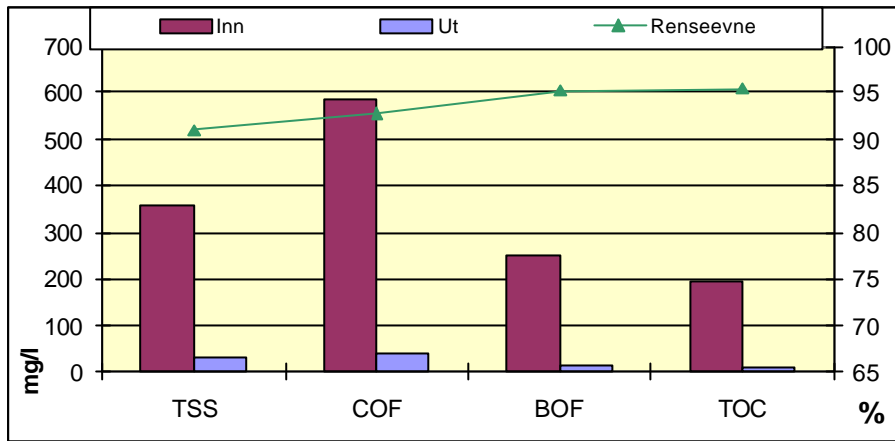


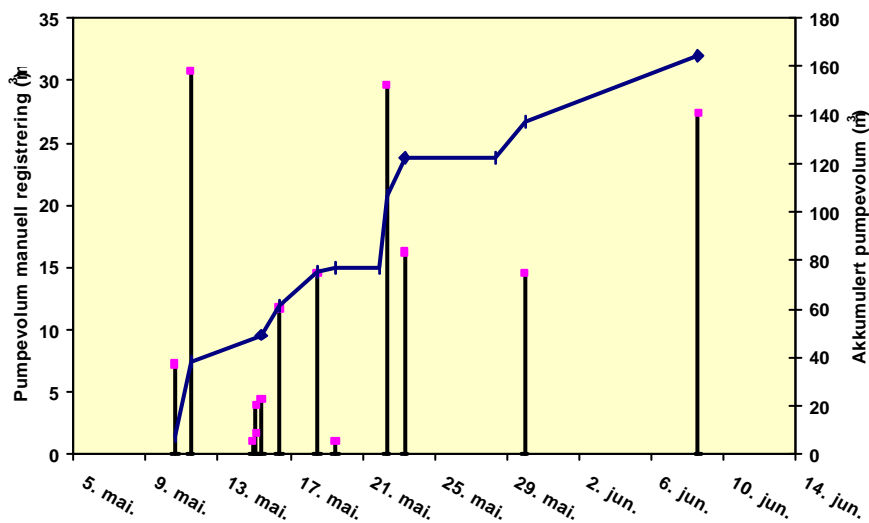
Fig 25. Forskjell i konsentrasjoner av suspendert materiale, kjemisk og biologisk oksygenforbruk og totalt organisk materiale i inn og ut vann fra dammen ved Vassum.

## 6.4. Overvåking av helvask i mai 2001

### 6.4.1. Vannmengder tilført overvannsbasseng

#### Vaskevann fra Nordby

Totalt sett ble det brukt nærmere 250 m<sup>3</sup> vann ved helvask av Nordby i perioden 9-22 mai 2001. Mengden vaskevann som ble ført fram til overvannsbassenget ble beregnet ut fra pumpetid i pumpestasjon for vaskevann. Tidsuret for pumpestasjonen ble manuelt avlest gjentatte ganger gjennom vaskeperioden og vannmengde ble bestemt ved å multiplisere gangtid med aktuell pumpekapasitet. Volum vaskevann i hver periode samt akkumulert mengde vaskevann tilført rensedammen er vist i figur 26. Som figuren viser synes maksimal mengde vaskevann tilført bassenget i løpet av et døgn å være omtrent 30 m<sup>3</sup>. Akkumulert over perioden hvor det ble utført helvask i Nordby ble det pumpet ca. 120 m<sup>3</sup> vaskevann til bassenget. Mengde vaskevann tilført bassenget utgjør dermed omtrent halvparten av den vannmengden som ble brukt ved vasking av tunnelen. Resten av vannet antas i hovedsak å fordampe fra tak, vegger og vegbane. Gjennom hele avlesningsperioden var akkumulert pumpemengde ca. 165 m<sup>3</sup>.



Figur 26. Volum vaskevann tilført rensedammen via pumpestasjonen ved tidspunkter for manuell registrering og akkumulert over avlesningsperioden.

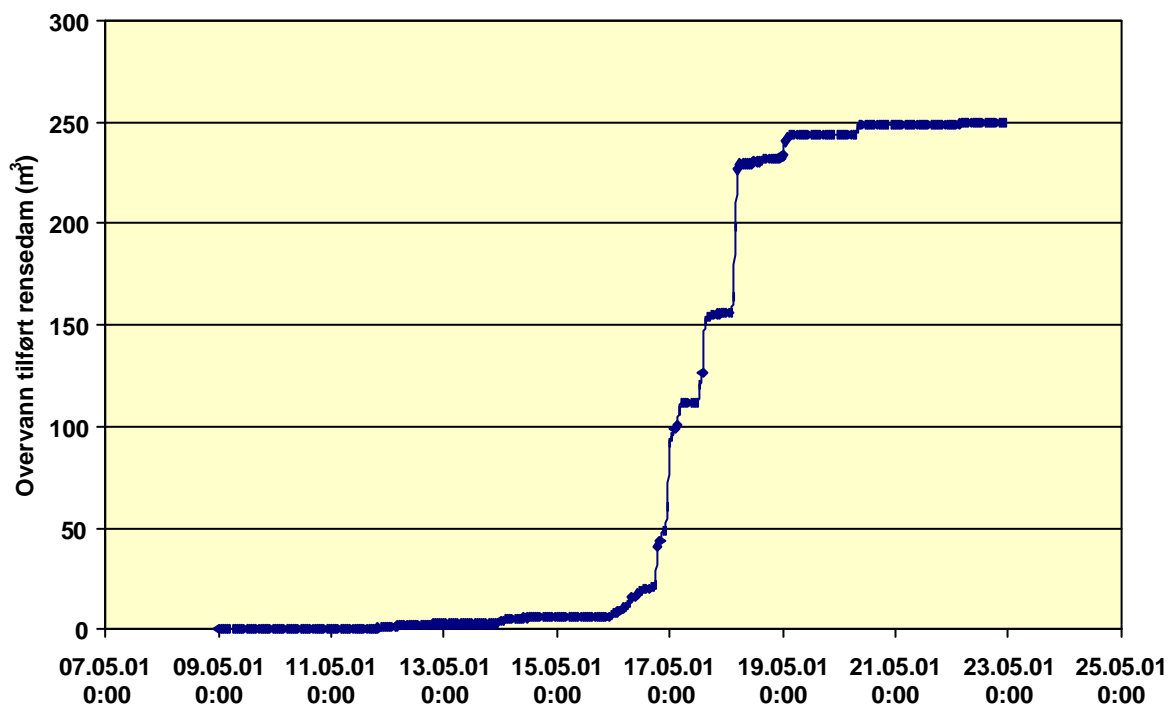
## Vaskevann fra Smihagen og Vassum

Vaskevann fra Smihagen og Vassum blir tilført overvannsbassenget med selvføll. Et grovt anslag av mengde vaskevann fra disse tunnelene tar utgangspunkt i at 50 % av vannforbruket ved vasking tilføres rensedammen (tilsvarende som for Nordby-tunnelen). Ved helvask av Smihagen og Vassum utført 14. og 15. mai 2001 var det et samlet vannforbruk for begge tunneller på 60 m<sup>3</sup>, og vi regner derfor med at ca. 30 m<sup>3</sup> vaskevann ble tilført overvannsbassenget.

## Overvann fra vegareal

Overvannet fra 17 daa med vegareal drenerer til rensedammen ved Vassum. Mengden overvann som tilføres fra vegarealene er avhengig av nedbørsmengde, nedbørsintensitet, fordampning og lokal infiltrasjon/tilbakeholdelse av tilført vann. Ved å sammenligne målt volumøkning i rensedammen i en episode med konsentrert nedbør har vi beregnet en avrenningskoeffisient for vegarealet. Natt til 17.05.01 falt det 7 mm nedbør i løpet av 6 timer. Nedbøren resulterte i at vannhøyden i dammen økte med 10 cm. Gitt overflatearealet til dammen på 550 m<sup>2</sup> tilsier dette at dammen ble tilført 55 m<sup>3</sup> samt det volumet som tapes gjennom lekkasje i løpet av en periode på 10 timer, dvs. 7 m<sup>3</sup>. En nedbørsmengde på 7 mm resulterte derfor i at dammen ble tilført et vannvolum på ca 62 m<sup>3</sup>, eller ca. 9 m<sup>3</sup>/mm. Vegarealet hadde med dette en avrenningskoeffisient på ca. 0.5.

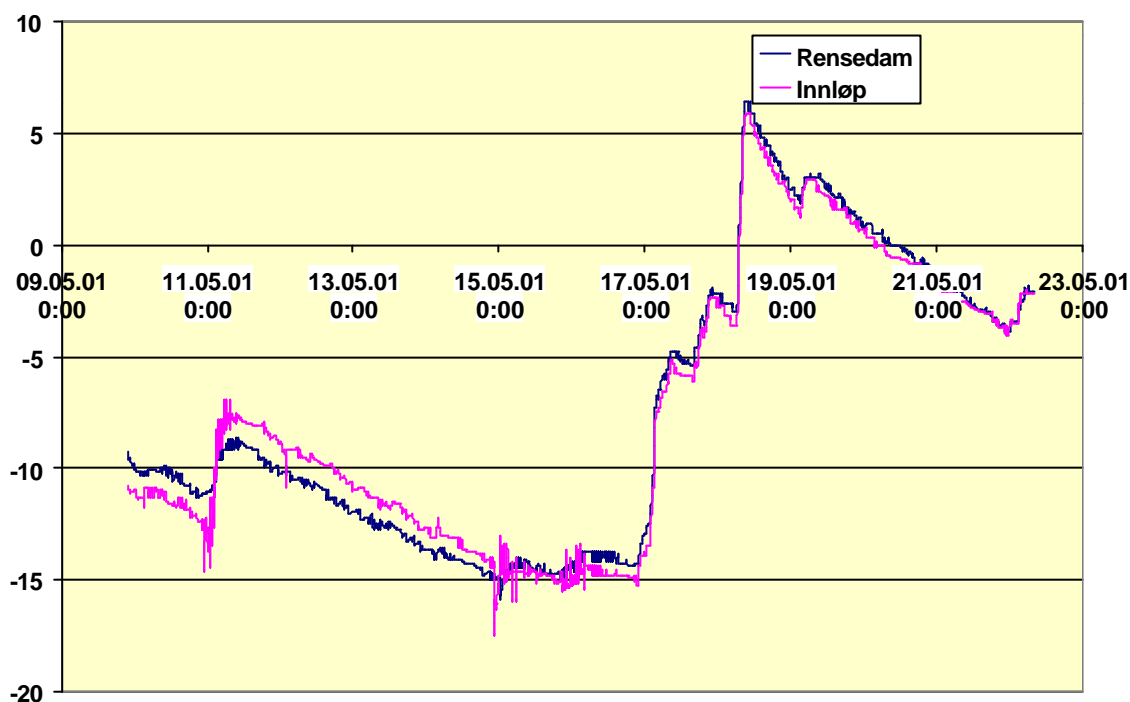
Med utgangspunkt i at 1 mm nedbør gir ca. 9 m<sup>3</sup> overvann til rensedammen har vi beregnet akkumulert mengde overvann tilført rensedammen over oppfølgingsperioden i mai 2001 (figur 27). Totalmengden overvann tilført rensedammen over perioden er beregnet til ca. 250 m<sup>3</sup>. Det meste av overvannet blir tilført i forbindelse med nedbørsepisoder i perioden 16.-18. mai. Til sammenligning ble det i samme periode tilført omtrent 200 m<sup>3</sup> vaskevann fra de tre tunnelene.



Figur27. Beregnet akkumulert mengde overvann tilført rensedammen fra vegareal innenfor oppfølgingsperioden for tunnelvask i mai 2001.

## 6.4.2. Vannstand og lekkasje i overvannsbasseng

Figur 28 viser kontinuerlige målinger av vannhøyde ved innløp og i hovedbasseng for overvannsbasseng gjennom overvåkingsperioden i mai 2001. Nullnivået for figuren angir overløpsnivået for bassenget. Ved starten av vask av Nordby ligger vannhøyden i rensedammen omtrent 10 cm lavere enn overløpskanten. Vannhøyden stiger noe ved pumping av vaskevann, for deretter å synke i en periode med liten tilførsel av vann. Den jevnt synkende vannhøyden i perioden 11.-16. mai skyldes lekkasje i bassenget, beregnet til 0,16 liter per sekund. I perioden 16.-18. mai kom det tilsammen 25 mm nedbør som førte til at vannhøyden i bassenget økte til 6 cm over utløpsterskelen. Deretter sank vannhøyden i dammen igjen, men unntak av et par kortvarige episoder med økning knyttet til mindre nedbørshendelser.

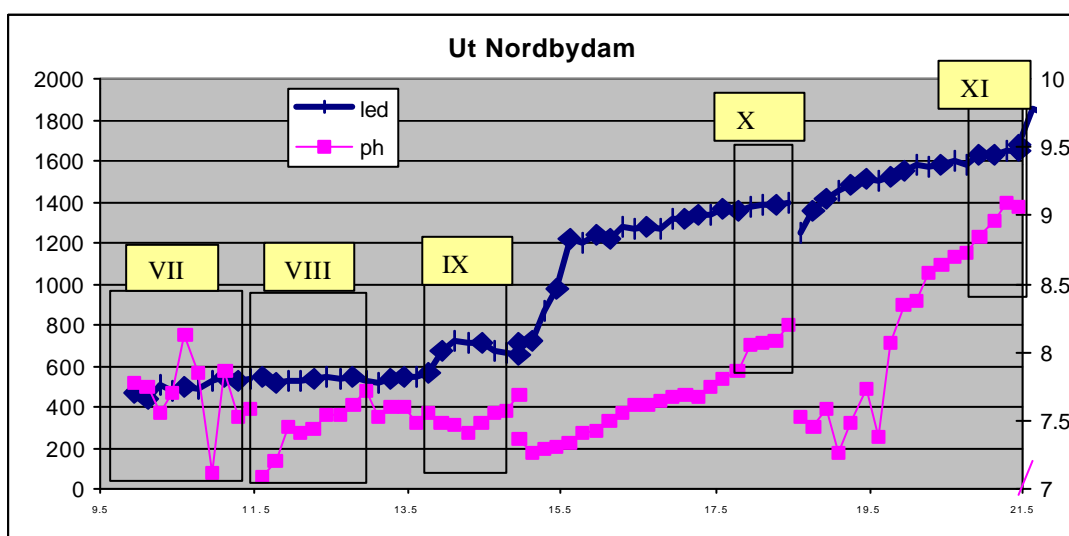
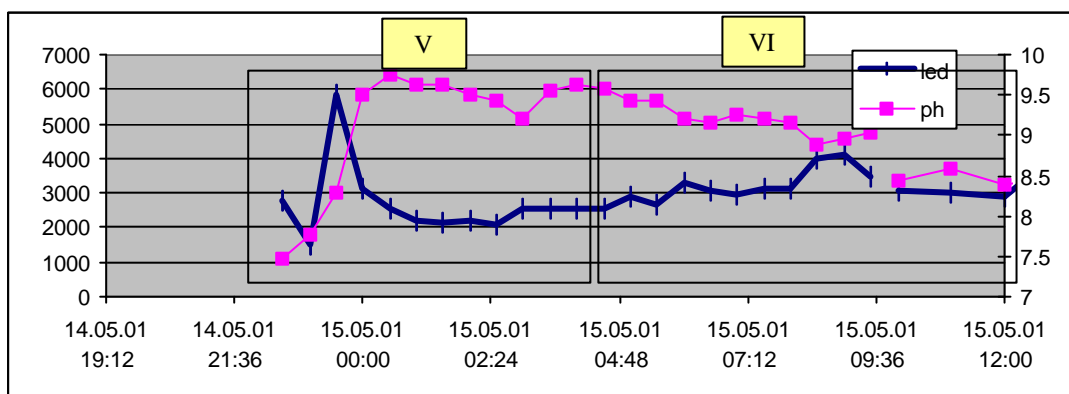
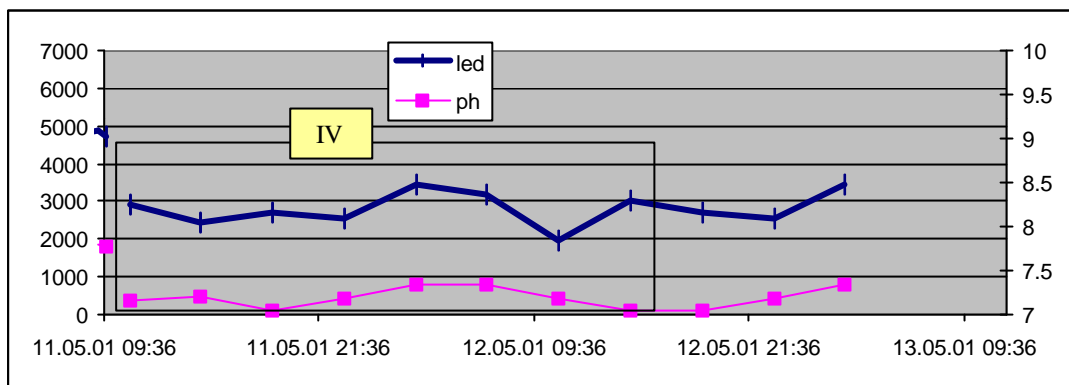
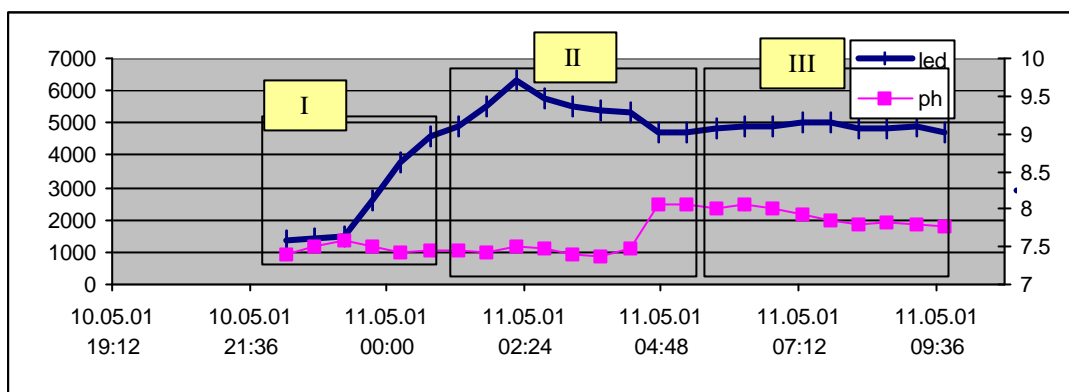


Figur 28. Vannhøyde i rensedam på Vassum som følge av tilførsel av vaskevann, overvann dannet ved nedbør og lekkasje fra dammen.

## 6.4.3. Vannprøver i inn- og utløp

Kjemiske analyser av vannprøver ble utført på 11 blandprøver fra inn- og utløpsvann fra rensedammen ved Vassum (figur 29). Blandprøvene ble laget ved å slå sammen vannprøver tatt med ISCO automatisk prøvetager. Analysene av innløpsprøvene fordeler seg over perioden fra 10.05 - 15.05, mens utløpsprøvene representerer utløpsvann fra perioden 9.05 – 21.05 (figur 29). I tillegg til disse prøvene ble det tatt en prøve av vaskevann fra veibanen under vasking (VB). Dette ble gjort for å få et bilde av den kjemiske sammensetningen av det vaskevannet som renner inn i dreneringssystemet i tunnelen under vask.

Vannprøvene ble som nevnt analysert (I-XI fra figur 29) både med hensyn på totalinnhold (dvs. partikler + vannfase) og på løst fraksjon (filtrerte prøver). Dette ble gjort for å få et bedre bilde av forurensningstransporten inn og ut av rensedammene.

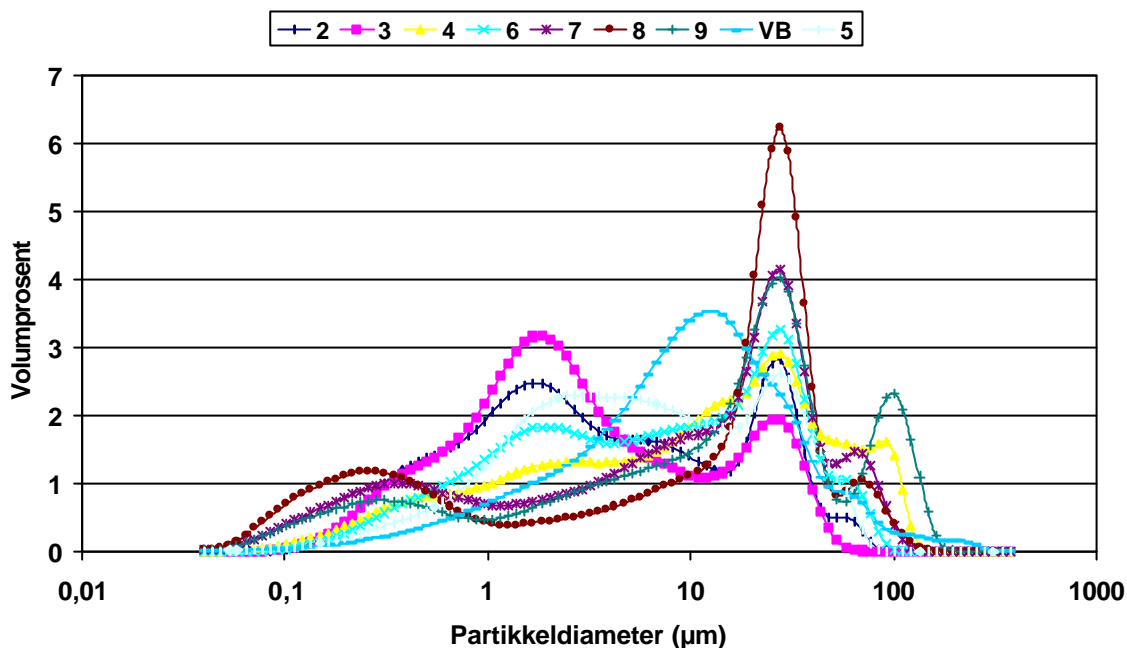


Figur 29: pH og ledningsevne i inn- og utløpsprøver fra rensedammen ved Vassum i perioden 9.-22.mai 2001. Figuren viser hvilke prøver fra ISCO-prøvetakeren som ble slått sammen til blandprøver for kjemisk analyse (I-XI).

## Partikler i inn- og utløpsvann

Størrelsesfordelingen av partikler i utløpsvannet (prøve 7, 8 og 9; figur 30) skiller seg fra fordelingen i innløpsvannet ved en større andel partikler som er mindre enn  $0.5\mu\text{m}$ . Dette er av stor betydning for de metaller som i hovedsak finnes i partikler (Fe, Al, Ti etc) og andre metaller som er adsorbent til partiklene. I skillet mellom løst og partikkelbundet metall er prøvene filtrert ved  $0.45\mu\text{m}$ .

Dette innebærer at metaller som finnes i eller er adsorbent til partikler  $<0.45\mu\text{m}$  vil være en del av den vannløselige fraksjonen.



Figur 30: Frekvensfordeling av partikkelsammensetning i vannprøver fra veibane (VB) og i prøver fra innløpsvann (2, 3, 4, 5 og 6) og utløpsvann (7, 8 og 9).

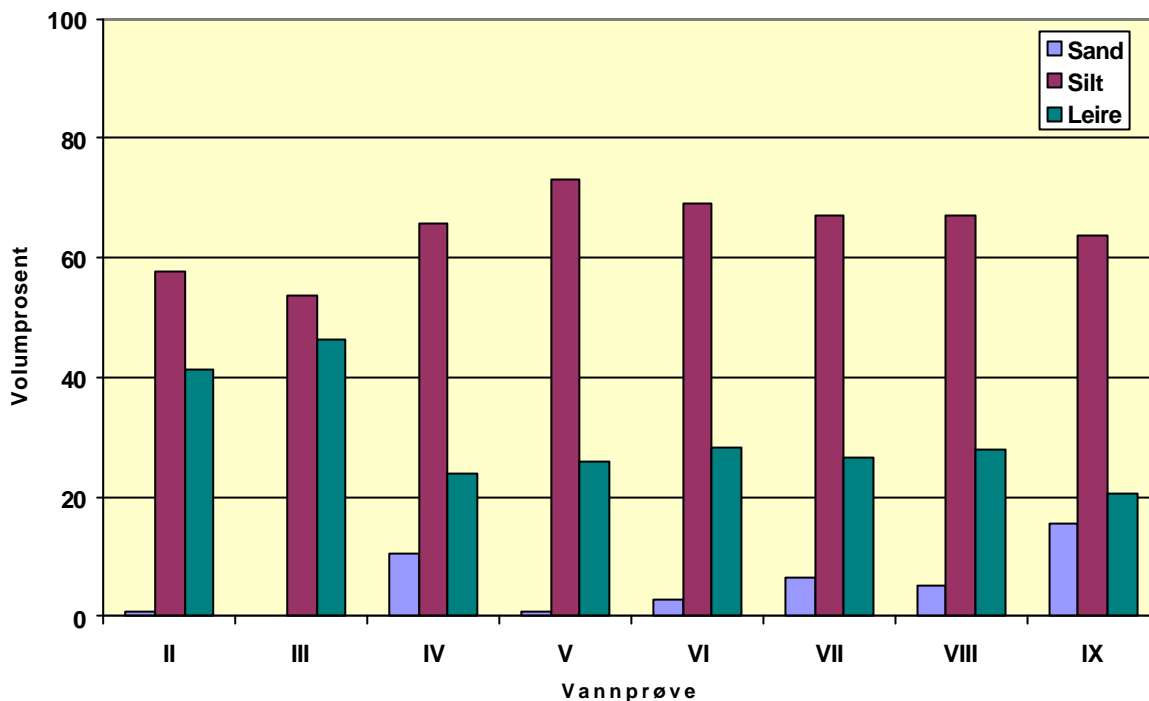
Prøven av vaskevannet fra veibanen (VB) inneholder betydelig mer partikler enn innløpsprøvene (tabell 11). Dette er naturlig da en stor andel av partiklene som vaskes ut fra tunnelen vil bli liggende i sandfang og pumpekummer. Innløpsprøvene som er mest påvirket av tunnelvaskingen (prøve 2, 3, 5 og 6) inneholder mer partikler enn utløpsprøvene (prøve 7, 8 og 9), noe som viser at det foregår en betydelig sedimentasjon i behandlingsanlegget.

I tillegg til å inneholde langt mer finpartikler enn innløpsprøvene, inneholder utløpsvannet en relativt stor andel partikler i størrelseområdet  $20\text{--}50\mu\text{m}$  (figur 30) i forhold til innløpsprøvene. Dette medfører at medianvedien for partikkelstørrelse for utløpsprøvene er større enn for innløpsprøvene (dette innebærer for eksempel at 50% av partiklene (på volumbasis) i innløpsprøve 2 er mindre enn  $3,2\mu\text{m}$ , mens 50% av partiklene i utløpsprøve 7 er mindre enn  $13,0\mu\text{m}$ , tabell 11).

Tabell 11: Mengde partikler og medianverdi for partikkelstørrelser i vannprøver fra vegbane og inn- og utløpsprøver fra overvannsbasseng tatt ved vasking av Nordby 9.-22.mai 2001.

	Vegbane	Inn					Ut		
		II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
Vekt partikler (mg)	1840	85,6	60,0	11,2	127	87,1	20,9	29,6	22,0
Median ( $\mu\text{m}$ )	10,8	3,2	2,4	11,8	6,2	7,4	13,0	18,9	18,9

Figur 31 viser hvordan partikkelinnholdet i inn- (II, III, IV, V og VI) og utløpsprøver (VII, VIII, IX) fra overvannsbassenget fordelte seg på kornstørrelsene sand, silt og leire. På tross av stor forskjell i partikkelkonsentrasjonene mellom inn- og utløpsprøver (tabell 11) var det liten forskjell på prosentvis fordeling av partiklene innenfor kornstørrelsesklassene sand, silt og leire. For alle prøvene sett under ett utgjorde siltinnholdet 50-70 %, leirinnholdet 20-50 % og innholdet av sand stort sett mindre enn 10 %.



Figur 31: Fordeling av partikler i sand, silt- og leirfraksjon i inn- og utløpsvann fra behandlingsanlegg ved Vassum i forbindelse med tunnelvask 9.-22.mai 2001.

### Uorganiske komponenter i vannprøver

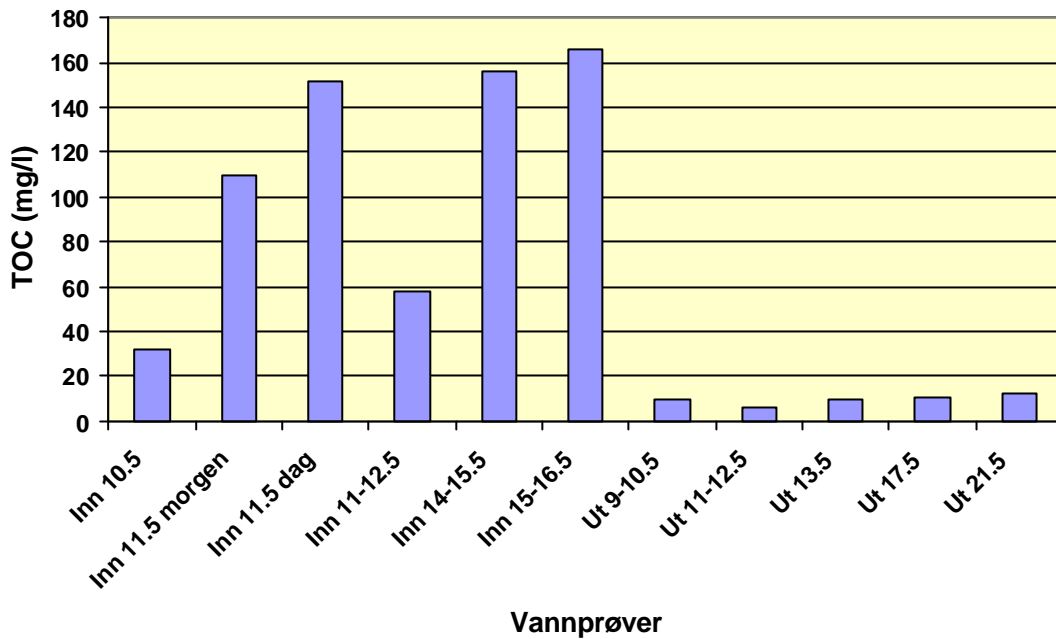
Totalinnhold og løst fraksjon av uorganiske komponenter er vist i vedlegg 3. Totalinnholdet ble brukt for å beregne mengde metaller og andre komponenter i avrenningen som transporteres gjennom behandlingsanlegget. I presentasjonen av dataene blir det lagt størst vekt på å presentere innholdet i vannfasen, dvs. den løste fraksjonen av ulike komponenter, da det er denne fraksjonen som vil kunne ha effekt i resipient.

### Totalinnhold

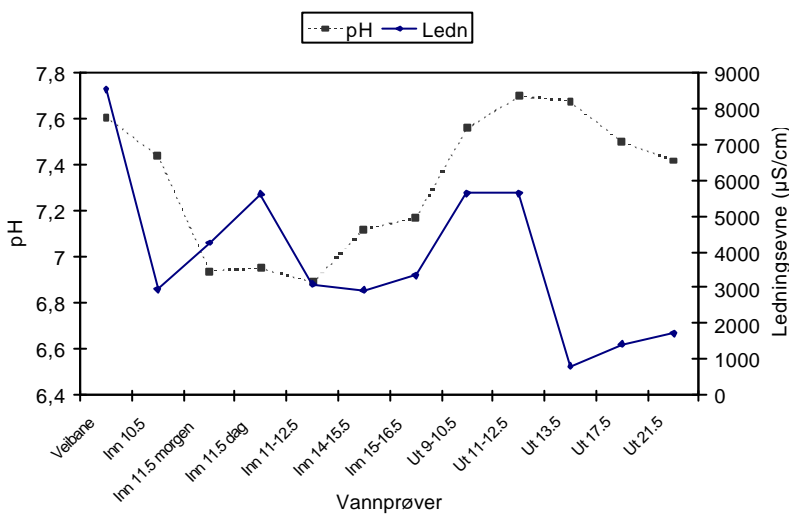
Totalinnholdet av TOC er langt høyere i innløpsprøvene enn i utløpet (figur 32), noe som viser at det aller meste fjernes i behandlingsanlegget. Innholdet av TOC er spesielt høyt i de prøvene som er mest påvirket av vaskevann dvs, innløpsprøvene fra 11.5 og 14-16.5.

### Løste forbindelser

pH er generelt høy i vegavrenning og varierer her mellom 6,9 og 7,7. Høyere pH enn det samleprøvene gjenspeiler ble målt bl.a. i innløpsvann 15.mai (figur 33) og i utløpsvann fra 21.mai. Ledningsevne i vegavrenning er også høy og skyldes høyt innhold av løste salter og høy pH. Ledningsevnen i utløpsprøver fra perioden 9-12.mai er overraskende høye i forhold til innløpsprøvene fra den samme perioden.



Figur 32: Totalinnhold av TOC i inn- og utløpsvann fra overvannsbasseng ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001.

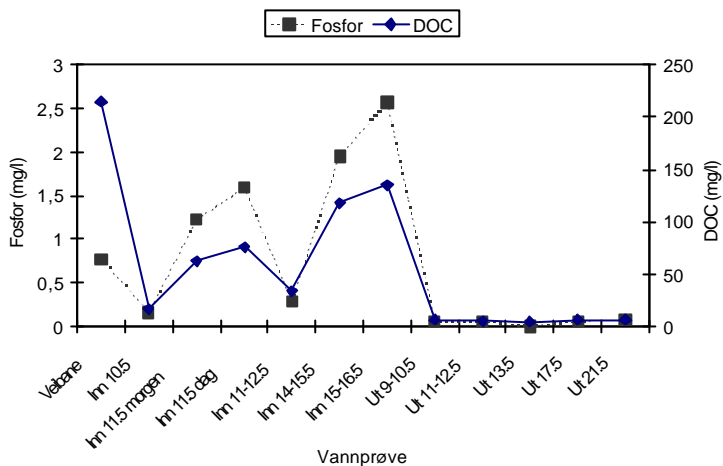


Figur 33: pH og ledningsevne i analyserte prøver av inn- og utløpsvann fra behandlingsanlegg for vegavrenning ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001.

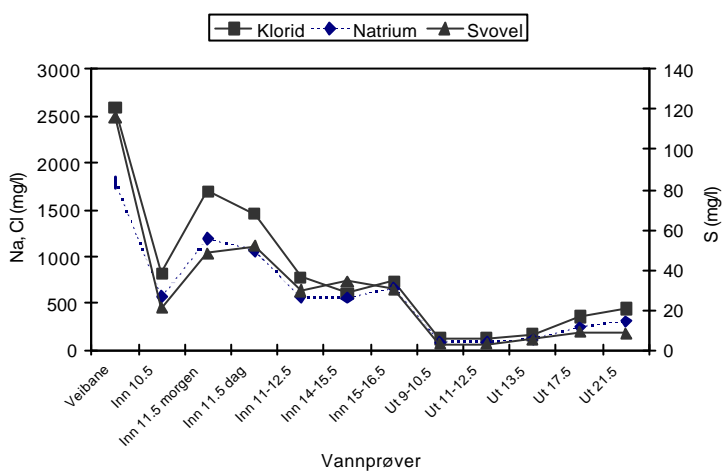
Innholdet av løst organisk karbon (DOC) er relativt høyt i vaskevann fra vegbanen i tunnelen og i innløpsprøvene som er påvirket av tunnelvasken (figur 34). Dette organiske materialet består av en blanding av vaskemiddel, bensin-, olje- og dieselutslipp, spylevæske, asfalt og ulike forbrenningsprodukter fra bilmotorer. Konsentrasjonsmønsteret for DOC er likt det for TOC (figur 32). Innholdet av løst fosfor er relativt høyt og korrelerer godt med innholdet av DOC i både inn- og utløpsvann (figur 34). Mulige kilder til fosfor kan være vaskemiddel, gjødsel og mineraler som inneholder fosfor (for eksempel  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ).

Innholdet av Na og Cl er høyt i prøven fra veibanen og i innløpsprøvene som er mest påvirket av vaskevann fra tunnelen (11.05 og 15-16.05). Innholdet av Na og Cl i utløpsprøvene er betydelig lavere, men også her finnes Na og Cl som ligger betydelig over et naturlig bakgrunnsnivå. Spesielt gjelder dette ut-prøver fra 17.5 og 21.5 (figur 35).



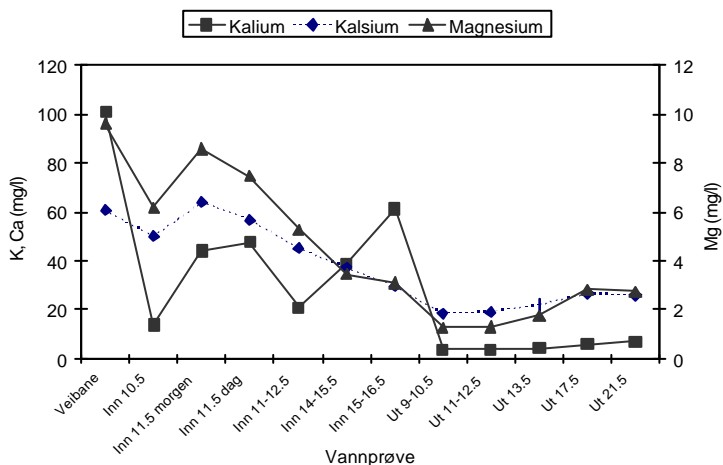


Figur 34: Konsentrasjon av løst organisk karbon (DOC) og løst fosfor i veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg for vegavrenning ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001.



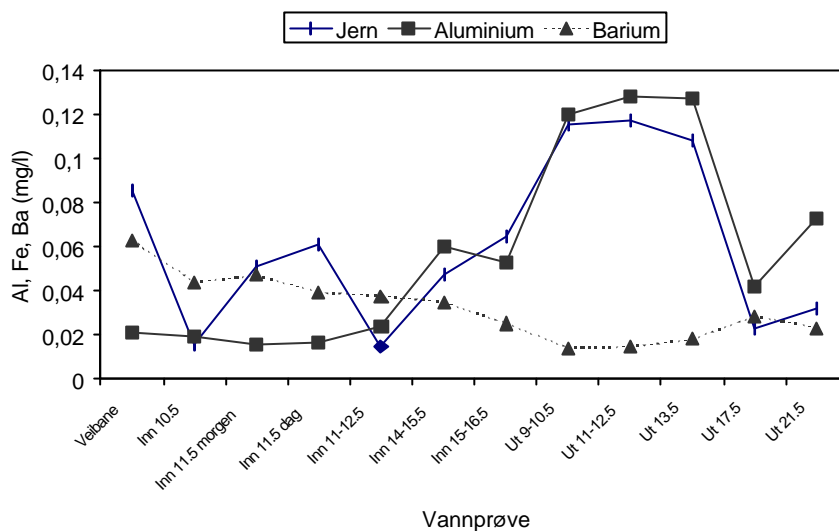
Figur 35: Innhold av Na, Cl og S i veibane, samt i inn- og utløpsvann i rensedam ved Vassumtunnelen i perioden 10-21.mai 2001.

Konsentrasjonene av Ca, K og Mg finnes også i relativt høye konsentrasjoner i avrenningsvann (figur 36), men er betydelig lavere enn konsentrasjonene av Na og Cl.



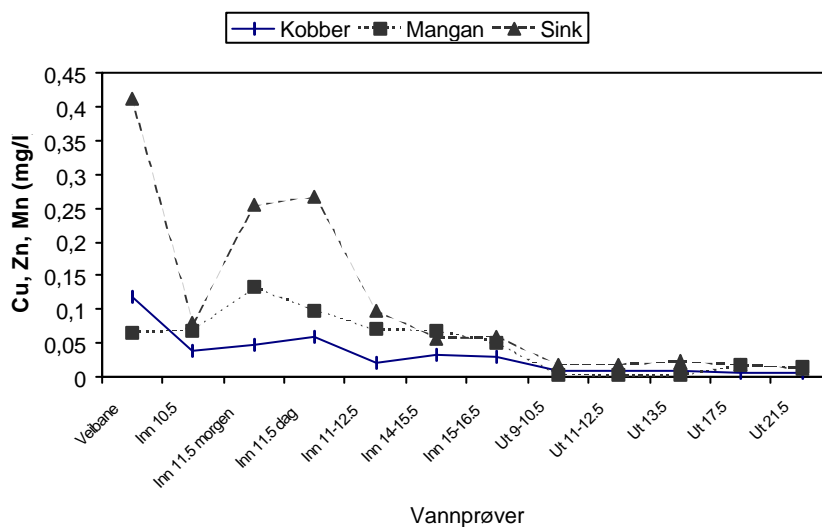
Figur 36: Innhold av K, Mg og Ca i veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001.

Konsentrasjonene av Fe og Al (figur 37) i vannfasen (løst fraksjon) er relativt lave. Konsentrasjonen av løst Fe og Al er større i utløpsvann i perioden 9-13.5 enn i innløpet. Årsaken til dette kan være at pH er relativt høy i disse prøvene, noe som øker løseligheten av Fe og Al (som hydroksikomplekser,  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ). Et lavere innhold av Na og Cl i utløpsprøvene kan samtidig bidra til økt dispergering av kolloider i vannprøvene. Dispergerte kolloider vil bli en del av den kjemiske analysen og vil således øke konsentrasjonene av bl.a. Al og Fe som i hovedsak er bundet til partikler.



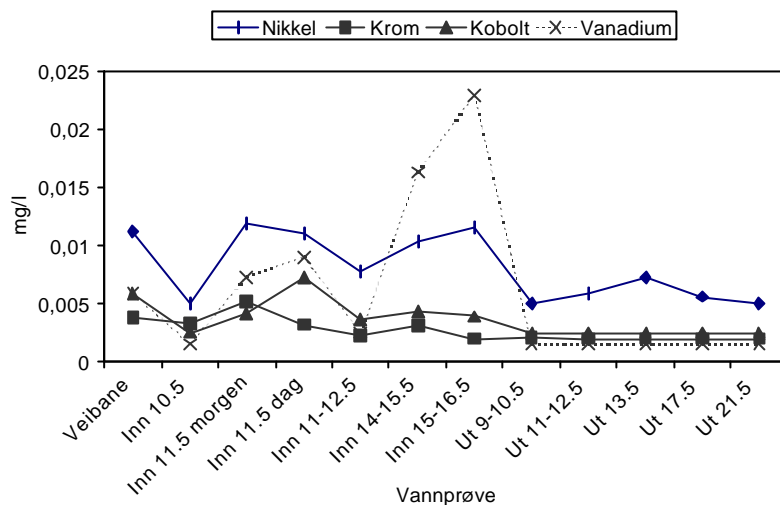
Figur 37: Konsentrasjoner av Fe, Al og Ba i vannprøver fra veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001.

Konsentrasjonene av tungmetallene Cu, Zn og Mn løst i vannfasen i innløpsvannet er betydelig høyere enn i utløpsvannet, hvor konsentrasjonene stort sett er lavere enn deteksjonsgrensene for metallene (figur 38). Med unntak av vannprøven fra vegbanen, er konsentrasjonene av metallene er størst i innløpsprøver fra 11.5 og 14-15.5 dvs. de prøvene som er mest påvirket av vaskevann fra tunnelen.



Figur 38: Konsentrasjoner av Cu, Zn og Mn i vannprøver fra veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001.

Konsentrasjonene av Ni, Cr, Co og V er høyere i innløpsvann enn i utløpsvann og viser at behandlingsanlegget også har betydning utslipp av disse metallene (figur 39). Spesielt er innholdet av V i innløpsprøven fra 15.5 høy og V har et konsentrasjonsmønster som ligner noe på P, DOC (figur 34) og TOC (figur 32).

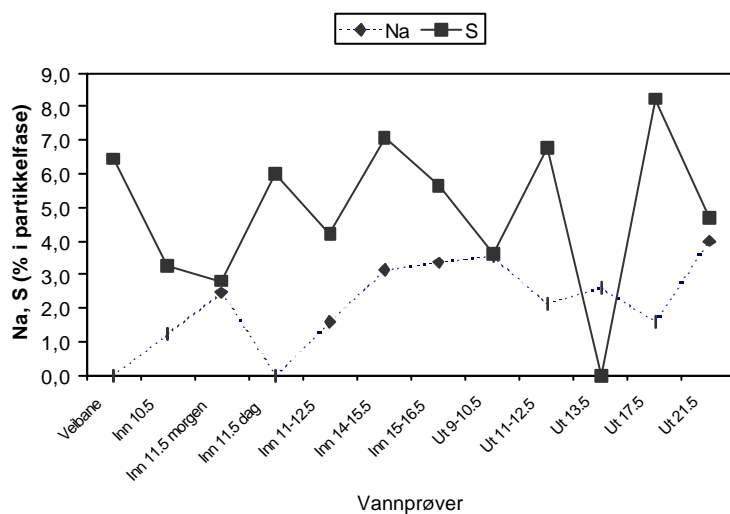


Figur 39: Konsentrasjoner av Ni, Cr, Co og V i vannprøver fra veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001. (Deteksjonsgrenser (mg/l): Ni 0,005; Cr 0,002; Co 0,0025)

Konsentrasjonene av Pb og Cd i vannprøvene var alle mindre enn deteksjonsgrensene for metallene (hhv. 0,015 og 0,001 mg/l).

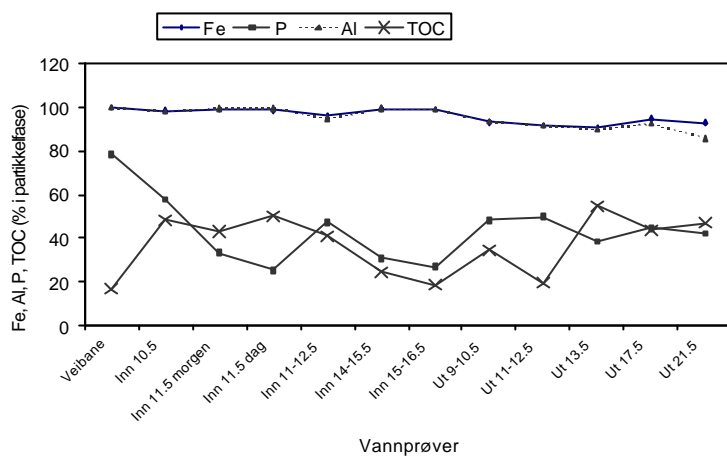
### Fordeling vannfase-partikkelfase

Mer enn 90 prosent av Na, Cl og S foreligger som løste salter (figur 40; Cl ikke vist). Behandlingsanleggets renseeffekt for disse forbindelsene vil derfor være knyttet til anleggets funksjon som fortynnings- eller fordrøyningsbasseng og ikke til sedimentasjon av partikler.



Figur 40: Mengde (prosent) av Na og S som er bundet i partikkelfasen i vannprøver fra veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001.

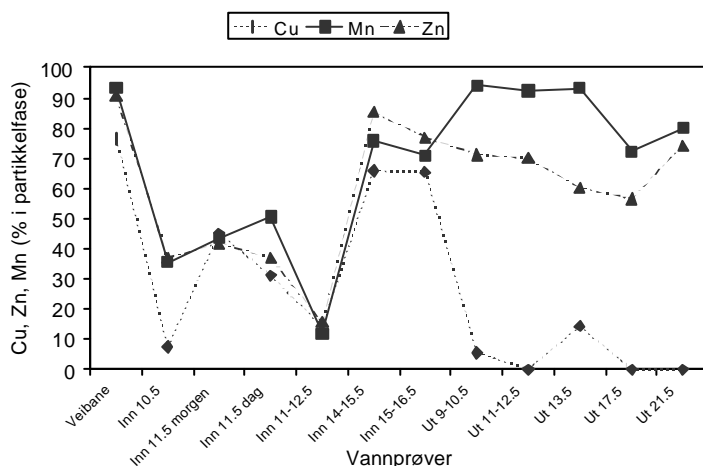
Andre metaller i avrenningen finnes i langt større grad bundet til partikkelfasen. Dette er tilfelle for Al, Fe (figur 41) og Ti hvor mer enn 95 % er bundet til partikler. Aluminium kan være giftig for vannlevende organismer, og løseligheten av Al i vann øker når pH blir større enn ca. 7 og løseligheten av Fe øker når pH blir høyere enn ca. 8.



Figur 41: Mengde (prosent) av Fe, Al, P og TOC som er bundet i partikkelfasen i vannprøver fra veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001.

I innløpsvannet 11.5 og 14-15.5 er bare 20-30 % av fosforet bundet til partikler (figur 41), resten er løst i vannet. Innholdet av partikkelbundet organisk materiale er lavest i innløpsvann fra 15.5 og i utløpet 11-12.5, hvor bare 20 % av organisk materiale finnes i partikkelform (figur 41). Dette innebærer det er fortykning av tunnelvaskevannet i behandlingsanlegget som i stor grad vil være bestemmende for konsentrasjonen av fosfor og organisk materiale i utløpsvannet fra anlegget og i mindre grad sedimentasjon.

Det meste av Cu, Zn og Mn som finnes i avrenning fra veibanen er bundet i partikler (figur 42). Ellers varierer den prosentvise andel partikkelbundet metall i inn- og utløpsprøvene. I innløpsprøvene er det en god sammenheng mellom de tre metallene. I utløpsprøvene skiller imidlertid Cu seg ut ved at den aller meste finnes i vannfasen (partikler <math><0.45\mu\text{m}</math>).



Figur 42: Mengde (prosent) Cu, Zn og Mn som er bundet i partikkelfasen i vannprøver fra veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg for vegavrenning ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001.

## Organisk analyse

PAH ble påvist i vannprøven fra veibanen og i de to analyserte innløpsprøvene. Det ble ikke påvist PAH-forbindelser i utløpsvannet fra behandlingsanlegget (tabell 12). Etoksilat ble kun funnet i vannprøven fra vegbanen. Årsaken til at det ikke ble funnet etoksilater i inn- og utløpsvann kan være at disse er nedbrutt i tiden fra prøvetaking til analyse (2-3 uker), til tross for at prøvene ble lagret mørkt og kaldt (4°C). Nedbrytningshastigheten for etoksilatene i vaskevannet er ikke kjent.

Tabell 12: Konsentrasjoner av PAH og etoksilater i vannprøver fra veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg for vegavrenning ved Vassumtunnelen i perioden 10-21.mai 2001. Enhet: µg/l.

	Veibane		Inn 11.5 morgen		Inn 14-15.5		Ut 13.5	Ut 17.5	Ut 21.5
	Totalt	Filtrert	Totalt	Filtrert	Totalt	Filtrert	Totalt	Totalt	Totalt
Naftalen	2,4	0,29	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Asenaftylene	1,3	<0,040	0,024	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Asenaften	0,1	<0,10	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoren	1,2	0,25	<0,01	<0,01	0,48	0,42	<0,01	<0,01	<0,01
Fenantren	13	0,61	0,086	0,014	0,23	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Antrasen	2,2	0,39	0,18	0,21	0,39	0,32	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoranten	19	0,67	0,17	0,036	0,41	0,047	<0,01	<0,01	<0,01
Pyren	25	1,1	0,32	0,082	0,67	0,098	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(a)antrasen	3,5	0,4	0,22	0,12	0,23	0,094	<0,01	<0,01	<0,01
Krysen/trifenylen	8,8	0,53	0,2	0,05	0,39	<0,070	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(b+j+k)fluoranten	7	0,27	0,17	0,026	0,29	0,071	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(a)pyren	1,2	0,13	0,027	<0,01	0,061	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Indeno(1,2,3-c,d)perylene	2,5	0,11	0,093	0,02	0,13	0,12	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(g,h,i)perylene	7,2	0,18	0,19	0,039	0,3	0,11	<0,01	<0,01	<0,01
Dibenzo(a,h)antrasen	1,1	<0,01	0,029	<0,01	<0,040	0,08	<0,01	<0,01	<0,01
<b>Sum PAH</b>	<b>96</b>	<b>4,9</b>	<b>1,9</b>	<b>0,6</b>	<b>3,6</b>	<b>1,4</b>	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>
Etoxylat	130	ia	<20	ia	<20	ia	ip	ip	ip

ia-ikke analysert; ip-analysert men ikke påvist

PAH-forbindelser i vannprøven fra vegbanen var for det meste bundet til partikler (95%), noe som også var tilfelle for innløpsprøver fra 11.5 og 14-15.5 (hhv. 70 og 60% partikkelbundet). Sedimentasjonsbassenget vil derfor fungere godt for fjerning av partikkelbundet PAH. Konsentrasjonen av ulike PAH-forbindelser i vannfasen vil bl.a. være avhengig av temperatur, saltholdighet (ionestyrke) og konsentrasjoner av etoksilater i vannet.

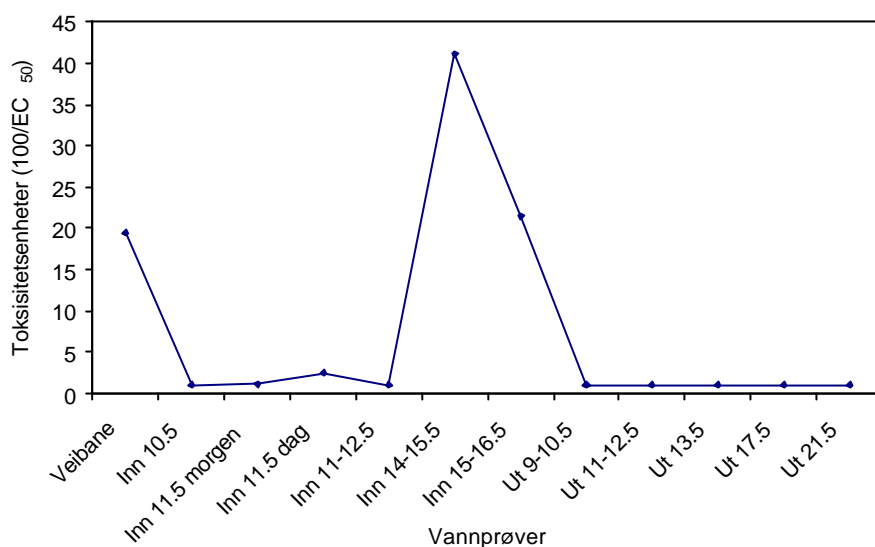
## Giftighetstester

Resultatene fra Microtox-målingene viste at utløpsprøvene ikke er giftige overfor *Vibrio Fischeri*, mens vaskevannet fra vegbanen og flere av innløpsprøvene ga utslag i testen (figur 43). De to mest giftige prøvene var innløpsprøver fra 14-15.5 og 15-16.5, begge mer giftige enn vaskevannet fra tunnelen. Også innløpsprøvene fra 11.5 ga utslag i Microtox-testen, men var ikke på langt nær så giftig som innløpsprøver fra 14-15.5 og 15-16.5 (figur 43).

Sammenlignes "toksisitetsprofilen" (figur 43) på vannprøvene fra undersøkelsen med konsentrasjonsforløpet til løste forbindelser i vannprøvene, sees at det i første rekke er P, TOC, V og Ni som har en forhøyet konsentrasjon i innløpsprøvene fra 14-15.5 og 15-16.5. Dette er imidlertid ikke ensbetydende med at det er disse komponentene som forklarer

giftigheten i prøvene. Det er tidligere vist (Roseth *et al.* 2001) at såpen som brukes i tunnelvaskingen er meget giftig for bakterien *Vibrio Fischeri* (Microtox-testen).

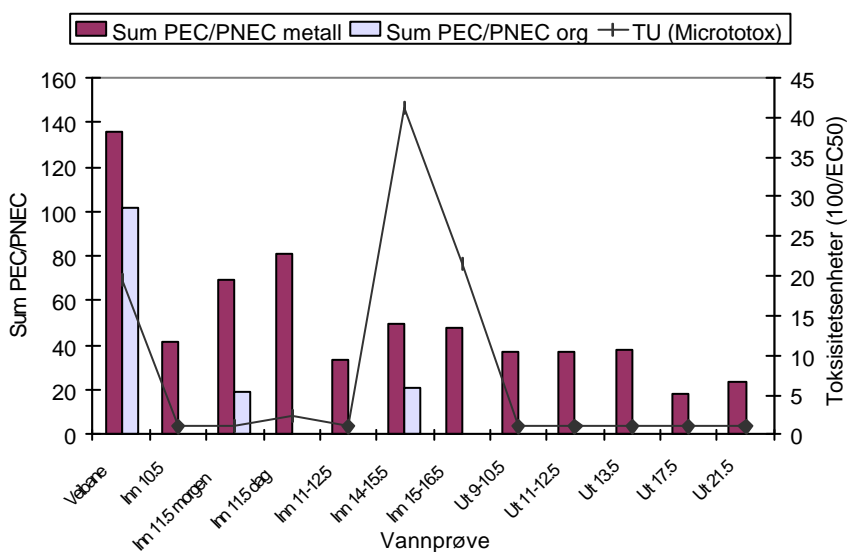
Mer kunnskap bl.a. om stabiliteten til etoksilaten i vannfasen i tunnel- og behandlingsanlegget er derfor nødvendig for å kunne si mer om i hvilken grad såpen bidrar til den observerte giftigheten.



Figur 43: Toksisitetstenheter for vannprøver fra veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg ved Vassumtunnelen i perioden 10-21.mai 2001. (Desto høyere verdi, jo mer giftig)

### Miljøriskoberegninger

Miljørisiko, uttrykt som forholdet mellom PEC og PNEC (PEC/PNEC), er beregnet for de ulike enkeltstoffene i alle vannprøvene. PEC/PNEC-forholdet for metaller og organiske forbindelser (PAH-forbindelser og etoksilater) er deretter summert hver for seg (additiv effekt antas). Summen av alle PEC/PNEC-verdiene (organiske stoffer + metaller) vil avspeile den totale beregnede miljørisikoen knyttet til vannprøvene (figur 44).



Figur 44: **Beregnet** (Sum PEC/PNEC) og **målt** miljørisiko (Microtox-analyser) for vannprøver fra veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg ved Vassum i perioden 10-21.mai 2001.

Det var en viss sammenheng mellom beregnet og målt miljørisiko for de vannprøvene som ble undersøkt (figur 44). Vannprøver som ga den høyeste beregnede miljørisikoen (Veibane, Inn Inn 11.5 morgen, Inn 11.5 dag, Inn 14-15.5 og Inn 15-16.5) viste alle en toksisk effekt i Microtox-testen. Innløpsprøvene fra 14-15.5 og 15-16.5 ga imidlertid en langt høyere målt miljørisiko enn beregnet, mens det var omvendt for innløpsprøvene fra 11.5. Dette indikerer, som nevnt, at det er andre stoffer enn de som er målt her som gir toksiske utslag.

For å gi en indikasjon på hvilke forbindelser i vegavrenningen som utgjør den største miljørisikoen, er gjennomsnittlig PEC/PNEC for ulike metaller og organiske komponenter i hhv. veiavrenning, sum innløpsprøver og sum utløpsprøver beregnet (tabell 13).

For de metallene som er bestemt i vannprøvene er det knyttet størst risiko til Cu, Zn og Al. Cu og Zn er finnes i bremsesystemer, karosseri, bildekk etc. og er typiske "vegmetaller". Den mest sannsynlige forklaringen på at miljørisikoen for Al er større i utløpsprøvene enn i innløpsprøvene er som nevnt at det er en større mengde kolloider som inneholder Al i utløpsvannet enn i innløpsprøvene. Samtidig er pH noe høyere i utløpsprøvene, noe som øker løseligheten av Al.

Basert på beregningene for metaller, er miljørisikoen betydelig redusert i utløpsprøvene i forhold til innløpsprøvene (tabell 13) (med unntak av Al). Beregnet miljørisiko for de organiske komponentene vil også være betydelig redusert da konsentrasjonene av disse i utløpsvannet er lavere enn deteksjonsgrensen.

*Tabell 13: Gjennomsnittlig beregnet miljørisiko for ulike komponenter i vannprøver fra veibane, samt i inn- og utløpsvann i behandlingsanlegg for vegavrenning ved Vassumtunnelen i perioden 10-21.mai 2001.*

	<b>Veibane</b>	<b>Innløpsprøver</b>	<b>Utløpsprøver</b>
Jern	0,28	0,14	0,26
Aluminium	<b>4,18</b>	<b>6,27</b>	<b>19,6</b>
Kobber	<b>79,3</b>	<b>24,9</b>	<b>5,25</b>
Mangan	0,55	0,68	0,06
Sink	<b>43,8</b>	<b>14,5</b>	<b>1,87</b>
Vanadium	<b>1,37</b>	<b>2,31</b>	0,35
Nikkel	<b>2,20</b>	<b>1,88</b>	<b>1,13</b>
Krom	0,44	0,37	0,23
Kobolt	<b>2,11</b>	<b>1,54</b>	<b>0,89</b>
Barium	0,29	0,17	0,09
Molybden	0,02	0,02	0,02
Arsen	0,80	0,98	0,95
Naftalen	0,24	0,01	
Asenaften	0,00	0,00	
Fluoren	0,08	0,07	
Fenantren	<b>2,03</b>	0,04	
Antrasen	<b>5,57</b>	<b>3,79</b>	
Fluoranten	<b>2,23</b>	0,14	
Pyren	<b>44,0</b>	<b>3,60</b>	
Benzo(a)antrasen	<b>40,0</b>	<b>10,7</b>	
Krysen/trifenylen	<b>1,56</b>	0,09	
Benzo(a)pyren	<b>2,60</b>	0,20	
Indeno(1,2,3-c,d)	<b>2,75</b>	<b>1,75</b>	
Etoksilat (nonylfenol)	<b>394</b>		

I innløpsprøvene er det benzo(a)antrasen, antrasen og pyren som utgjør den største miljøtrusselen (tabell 13). I vannprøven fra vegbanen utgjør i tillegg etoksilat en betydelig trussel. Miljørisikoen for etoksilat er beregnet ut fra kjent effekt av 4-nonylfenol som er et stabilt nedbrytningsprodukt av nonylfenoletoksilater. Det reelle effektnivået for den



etoksilaten som finnes i vaskemiddelet som er brukt her (kvartært kokosalkylaminetoksilat) er ikke kjent og må undersøkes nærmere gjennom laboratorietester .

### **Diskusjon av giftighetsmålinger og miljørisikoberegninger**

Det er flere problemer med å benytte teoretiske metoder for å beregne miljørisiko relatert til komplekse forurensningsblandinger. Den viktigste er at det kun er et utvalg av de kjemiske stoffene som er tilstede i veivrenningen som er kvantifisert og det må derfor antas at det finnes andre forbindelser i avrenningen som har betydning for giftighet. En lang rekke organiske forbindelser som finnes i veisystemet er for eksempel ikke bestemt. Mulig effekt av disse vil imidlertid kunne fanges opp gjennom Microtox-testen, men for å være sikker på å påvise mulige toksiske effekter bør imidlertid flere toksisitetstester gjennomføres. Microtox-testen gir imidlertid en god indikasjon på om det finnes toksiske forbindelser i vannprøven eller ikke.

Muligheten for at det finnes potensielt miljøskadelige, men uidentifiserte stoffer i vegavrenningen gjør at man ofte legger konservative vurderinger til grunn når det brukes en teoretisk metode for miljørisikovurdering. På den annen side kan slike beregninger bli for konservative fordi biotilgjengeligheten av de aktuelle stoffene ofte er langt lavere i vegavrenning enn i økotoksitetstestene som grenseverdiene for effekter er basert på. Særlig vil nok dette gjelde metallene hvor pH, ionestyrke, alkalitet og organisk materiale vil påvirke giftigheten.

Konsentrasjonen av bl.a. Al og Cu som gir effekt (PNEC), vil være høyere med økende innhold av organisk materiale i løsning noe som det er relativt mye av i vegavrenningen. Nettopp på grunn av den komplekse sammensetningen av ulike anioner og kationer i avrenningen som vil modifisere og øke PNEC-verdiene, er PNEC-verdiene både for uorganiske og organiske komponenter er trolig konservative i forhold til det reelle effektnivået.

En indikasjon på høy miljørisiko basert på teoretiske beregninger må derfor tolkes mer som et signal om at det er nødvendig med ytterligere studier (giftighet- eller biotilgjengelighetsstudier) enn som et absolutt mål på risikoen knyttet til utslipp av drensvann fra slam og hageavfall. På samme måte vil anslag over hvor stor fortykning av drensvannet som er nødvendig før utslipp i resipient, være beheftet med stor og ikke-kvantifiserbar usikkerhet.

### **Konklusjoner**

Metaller som er bundet i partikkelfraksjonen avtar i følgende rekkefølge:

Fe = Al = Ti > Mn = Zn = PAH > P > TOC = Cu > Mg > Ca > K > Na = Cl = S

Sedimentasjonsdammen fjerner effektivt forurensninger som er bundet til partikler i innløpsvannet. De forurensningene som i størst grad fjernes her er Zn og PAH og i noen grad Cu. Sedimentasjonsprosessene vil i liten grad påvirke konsentrasjonene av Na, Cl og S i utløpsvannet. For mer vannløselige elementer i avrenningsvannet (veisalter) vil fordrøyningen i behandlingsanlegget være viktigere for vannkvaliteten ut av behandlingsanlegget.

Det er ikke påvist giftighet i utløpsprøver fra behandlingsanlegget, i motsetning til i flere av innløpsprøvene hvor det ble påvist høy giftighet. Dette viser at behandlingsanlegget reduserer miljørisikoen av avrenning fra vei i forbindelse med tunnelvask. Beregningene av miljørisiko basert på sammenligning av målte konsentrasjoner i inn- og utløpsprøver med tidligere målte effektnivåer, viser at reduksjonen i miljørisiko er størst for Zn, V og Cu.

Forbindelser som finnes i såpa (bl.a. etoksilater) er i screeningtester vist å være toksiske. Resultatene fra denne undersøkelsen indikerer at såpe-forbindelser bidrar til giftighet i innløpsvannet. For å klargjøre om disse forbindelsene kan bidra til giftighet i utløpsvann kreves nærmere undersøkelser av vannets oppholdstid i behandlingsanlegget og nedbrytningshastigheten til etoksilatene under ulike temperatur og vannkvalitetsforhold.

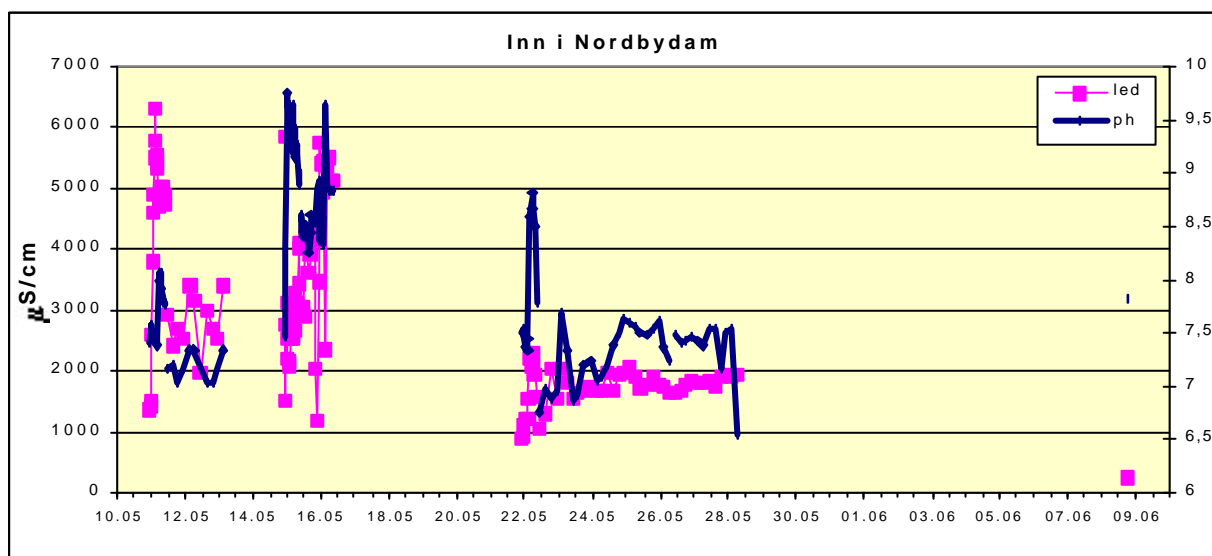
#### 6.4.4. Kontinuerlige målinger av vannkvalitet

Det er tatt prøver vha ISCO automatisk prøvetager både ved innløp og utløp av dammen. Prøvene av vaskevann er tatt hver time under vaskeperiodene i kummen ved pumpestasjonen ved sørenden av tunnelen. Prøvene er tatt uavhengig av pumpingen fra stasjonen slik at det er ulik vannmengde i kummen ved de ulike prøvene. Det er tatt prøver hver 6. time fra utløpskummen. Prøvene er tatt ca 30 cm under overløpsnivå i kummen.

#### pH og ledningsevne

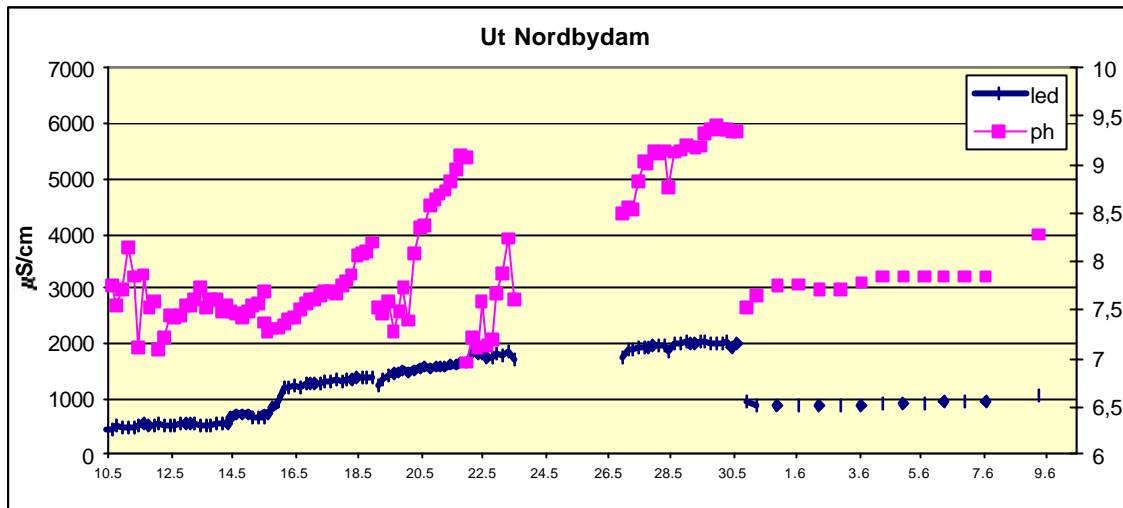
Målinger av pH og ledningsevne i vannprøvene tatt av inn- og utløpsvannet til dammen er vist i figur 45. Både pH og ledningsevnen økte markert idet vaskeperioden startet, for så å gå noe ned igjen mot slutten av en vaskenatt, og ytterligere ned før neste vaskeperiode. Vasking to netter på rad viste at pH og ledningsevne ikke gikk helt tilbake til utgangspunktet. Betydelig nedbør (ca 25 mm) mellom første og andre vaskenatt medførte antagelig innsig av regnvann og dermed lavere pH og ledningsevne i innløpskummen.

Vannet i utløpet viste svakt stigende pH og ledningsevne i de påfølgende dagene etter vasking.

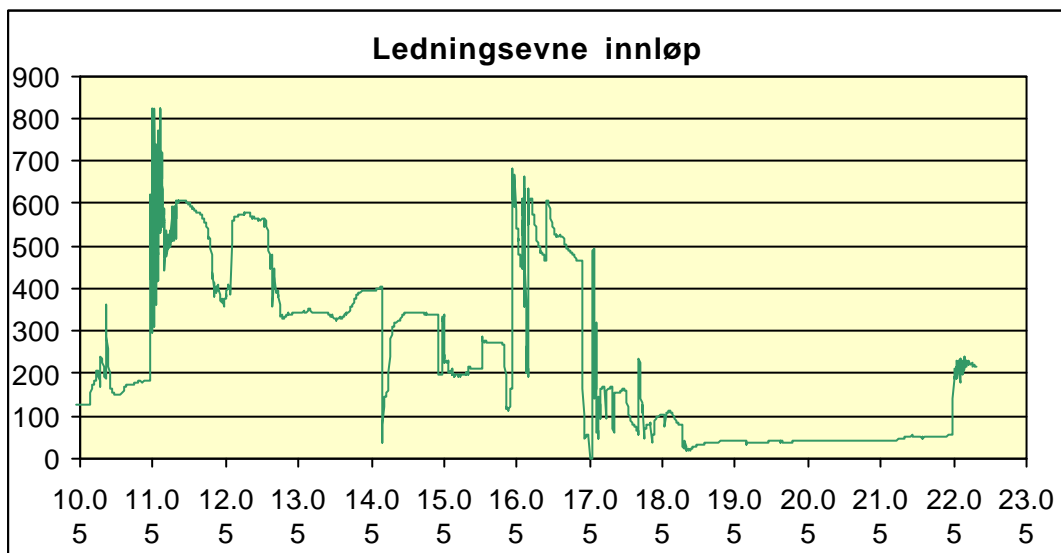


Figur 45. pH-verdier i innløpet til Vassum-anlegget i perioden 11. mai til 9. juni 2001.

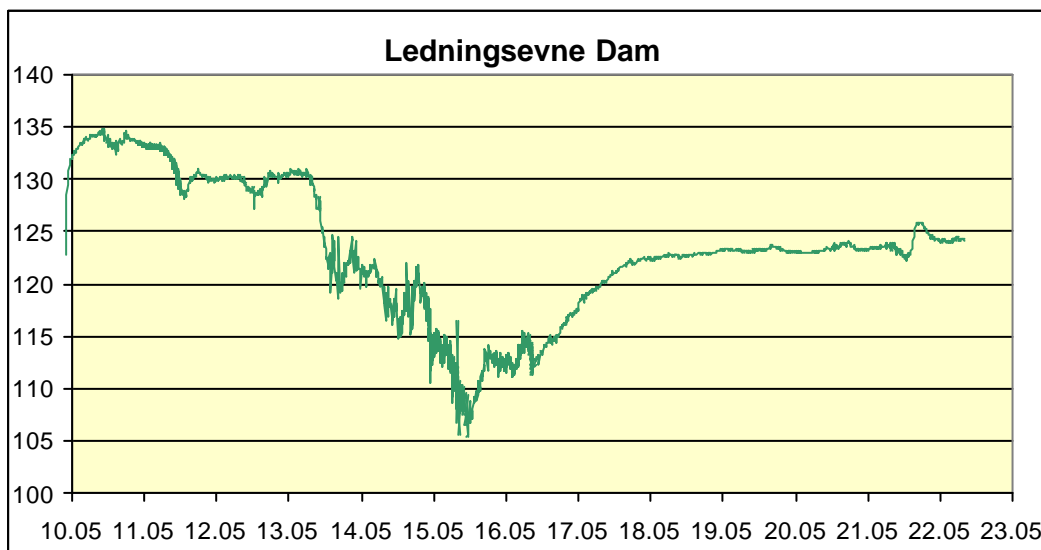
Ledningsevnen viste stor variasjon gjennom måleperioden (figur 47). Ekstremt høye verdier (6,5 mS/cm) ble målt når anlegget ble tilført avrenning fra innledende vasking av Nordbytunnelen. Med store nedbørmengder og tilførsel av betydelige mengder overvann fra veg i slutten av perioden sank ledningsevnen mot et normalt nivå (0,1-2 mS/cm). Høye tall for ledningsevne antas å skyldes en kombinasjon av utvasking av vegsalt avsatt i tunnelene og langs vegbanen gjennom vinteren og ioniske komponenter i anvendt vaskemiddel.



Figur 46. pH-verdier i utløpet til Vassum-anlegget i perioden 11. mai til 9. juni 2001.



Figur 47. Ledningsevne i innløpet til Vassum-anlegget i perioden 11. – 22 mai.



Figur 48. Ledningsevne i innløpet til Vassum-anlegget i perioden 11. – 22. mai..

### 6.4.5. Massebalanse og rensegrad

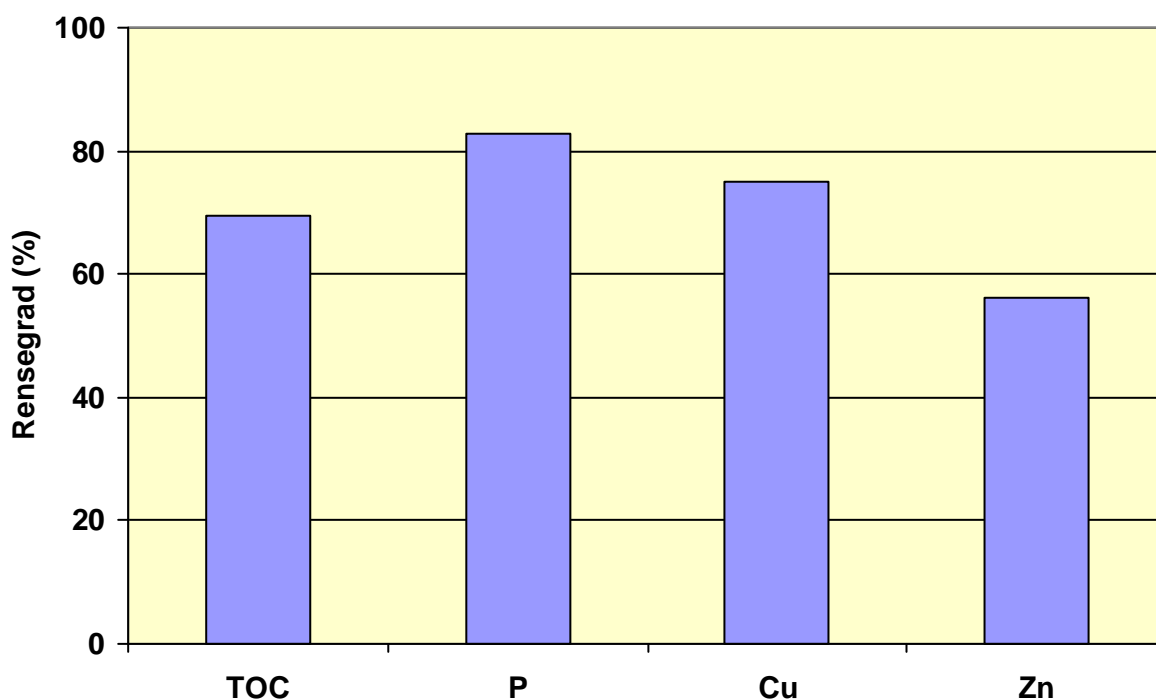
Med bakgrunn i vannmengder tilført behandlingsanlegget (kap. 6.4.1) og totale konsentrasjoner av forurensningskomponenter i inn- og utløpsprøver (vedlegg II) er det utført beregninger av massebalanse og rensegrad for utvalgte forurensningskomponenter for overvåkingsperioden 9.-21. mai. For å beregne mengde forurensningskomponenter tilført med overvann fra veg gjennom perioden ble det brukt analysetall fra vannprøve tatt i utløpet av overvannsbassenget før vannkvaliteten ble påvirket av tilført vaskevann. Innholdet av forurensningskomponenter antas å være noe høyere enn de analysetallene som ble brukt, noe som sikrer at anslagene for rensegrad blir konservative.

Tabell 12 viser beregnet mengde ulike forurensningskomponenter som har passert gjennom hhv. innløp og utløp av overvannsbassenget i løpet av vaskeperioden 9.-21. mai 2001. Mengden organisk materiale (målt som TOC) tilført anlegget ble beregnet til ca. 13,5 kg, mens bare 4 kg ble funnet igjen i utløpsvannet. For fosfor viste beregningene en tilførsel på ca. 250 g, mens ca. 40 g ble funnet igjen i utløpet. For kobber og sink ble det tilført ca. 8 og 40 g, mens henholdsvis 2 og 18 g ble funnet igjen i utløpet.

Tabell 12. Beregnet mengde organisk materiale (TOC), fosfor, kobber og sink som passerte gjennom innløp og utløp av overvannsbassenget ved Vassum i vaskeperioden 9.-21. mai 2001.

	TOC (g)	P (g)	Cu (g)	Zn (g)
Inn	13616	249	8,4	41
Ut	4146	43	2,1	18

Figur 49 viser rensegrad for de samme forurensningskomponentene beregnet ut fra tallene i tabell 12. Beregningene viste følgende rensegrader: organisk materiale (TOC) 70 %, fosfor 80 %, kobber 75 % og sink 55 %.



Figur 49. Beregnet rensegrad for organisk materiale (TOC), fosfor, kobber og sink for overvannsbassenget ved Vassum gjennom vaskeperioden 9.-21. mai 2001.

## 6.5. Sedimentprøver fra overvannsbasseng ved Vassum

De første sedimentprøvene ble tatt 19. januar 2001. Ved denne prøvetakingsomgangen ble det tatt tre prøver fra sedimentasjonsbassenget og tre prøver i hovedbassenget. Prøvene ble tatt ut med et rør med diameter 1,7 cm. Sedimentsøylene som ble tatt ut i sedimentasjonsbassenger var rundt 6 cm høye og hadde en tørrvekt på ca. 15 g. Omregnet tilsvarer dette ca. 75 kg sediment (som tørrstoff) pr. m<sup>2</sup> sedimentasjonsbasseng. Med utgangspunkt i at bassenget er ca. 40 m<sup>2</sup> stort, hadde det blitt samlet opp ca. 2800 kg forurenset sediment i løpet av 8 måneder drift av anlegget. Analyseverdiene for disse prøvene er vist i tabell 13.

Tabell 13. Analyseresultater av innhold av organisk karbon og ulike metaller i sedimentprøver fra sedimentasjonsbasseng og hovedbasseng i behandlingsanlegg på Vassum. Enhet: mg/kg TS; TOC-%.

Prøve	Sed.bass	Sed.	Sed.	Sed.bass	Hov.bass	Hov.bass	Hov.bass
	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Juli 2001	Innløp	Midt i	Utløp
Na	2660	4820	2270	1850	659	942	2470
K	4540	4870	5460	4120	1890	1540	2150
Mg	10800	11400	12100	11400	4750	4780	5420
Ca	18600	19900	21800	21100	5100	6210	5050
Fe	32600	33600	34500	31900	15700	14700	20600
P	794	700	761	875	392	385	554
S	2930	2320	2700	3320	106	102	193
Al	19700	20200	22400	19300	9500	8240	10000
Cu	69,6	60,3	64,6	73,1	16,6	13,1	35,1
Mn	560	591	629	568	308	265	450
Zn	561	392	456	627	38,7	36,4	75,9
Pb	29	25,7	28,1	30	5,1	5,6	12,4
Cd	0,8	1	1,1	0,43	0,6	0,8	0,4
V	74,4	73,5	77	73,6	26,7	25,8	40,5
Ni	38,7	37,7	40,4	37,4	17,1	15,4	22,9
Ti	1560	1620	1680	1830	760	716	1000
Cr	44,3	44,4	49,3	49,8	20,3	19	27,5
Co	15,1	15,7	16,7	15,8	6,2	5,9	10
Ba	155	137	159	135	64,7	55	102
Mo	2,1	1,8	1,6	2,4	<1,5	<1,5	<1,5
Hg				0,044			
As				2,6			
Org. C	5,8	6,2	7	7,1	0,1	0,1	0,3
Sum PAH				5,3			
AOX*				868			
DEHP**				35			
DINα				47			
4-nonylfenol				4,2			
Nonylfenolmono- etoksilat				2,9			
Nonylfenoldi- etoksilat				1,1			
Lineære alkylbenzen- sulfonater (LAS)				<50			

\* Adsorberbart organisk klor; \*\*Dietylheksylftalat; αDi-iso-nonylftalat

Resultatene viste at sedimentet i sedimentasjonsbassenget inneholdt betydelig mer organisk karbon, kobber, sink, bly og nikkel enn sedimentet i hovedbassenget. Prøven fra

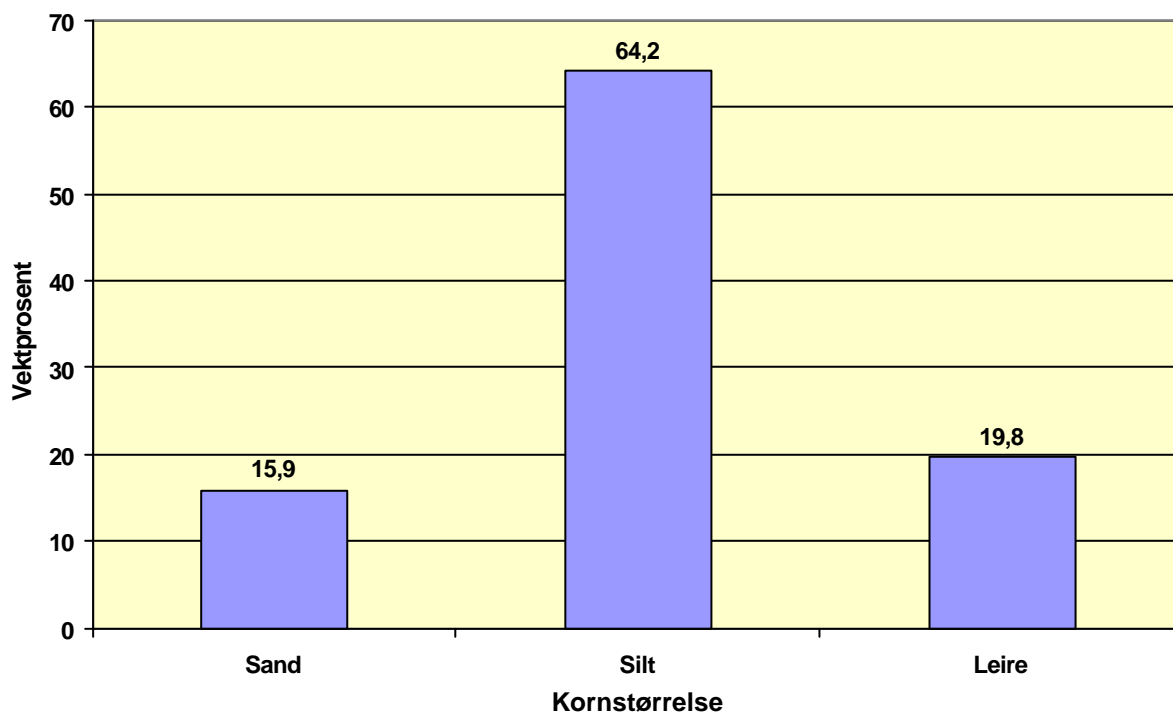
sedimentasjonsbassenget inneholdt mer sink, kobber, nikker, krom, vanadium og svovel enn det som kan forventes i jord. Beregninger antyder at total mengde sediment akkumulert i sedimentasjonsbassenget etter 8 måneders driftstid (2800 kg) inneholdt 180 kg organisk karbon, 0.18 kg kobber, 1.3 kg sink, 75 g bly og 100 g nikkel.

Prøven fra sedimentasjonsbassenget tatt i juli 2001 ble i tillegg til organisk stoff og tungmetaller også analysert for et utvalg organiske miljøgifter (tabell 13). Mht. tungmetaller var sammensetning av denne prøven omtrent identisk med prøvene tatt i januar 2001. Innholdet av PAH, ftalater (DEHP og DIN) og sum nonylfenoler var høyere enn det som finnes i jord, og spesielt gjaldt dette ftalaten. Innholdet av PAH og ftalater var også høyere enn det som finnes i norsk avløpsslam, mens innholdet av sum nonylfenoler var omtrent på samme nivå som i norsk avløpsslam. Innholdet av LAS var lavt og betydelig lavere enn innholdet i avløpsslam.

Ved prøvetaking i juli 2001 var gjennomsnittsmektigheten av sedimentlaget ca. 10.5 cm, noe som betyr at akkumulert sedimentmengde i sedimentasjonsbassenget var nærmere 5000 kg (som tørrstoff). I hht. gjennomførte analyser inneholdt denne sedimentmengden omtrent 350 kg organisk karbon, 0.37 kg kobber, 3.1 kg sink, 150 g bly og 187 g nikkel.

Innholdet av forurensninger i sedimentet fra sedimentasjonsbassenget er så høyt at dette bør deponeres på lokaliteter med lav risiko for forurensning til grunnvann/overflatevann eller på egnet deponi.

I sedimentprøven tatt ut i juli 2001 ble det gjort kornfordelingsanalyse (figur 50), som viste at prøven bestod av ca. 65 % silt, 20 % leire og 15 % sand.



Figur 50. Kornstørrelsesfordeling for prøve fra sedimentasjonsbasseng fra juli 2001.

## 6.6. Fangdam Fagernes

I sedimentasjonsbassenget til fangdammen ved Fagernes ble det tatt ut sedimentprøve 19. januar 2001. Analyseresultatene for prøvene er vist i tabell 14.

Tabell 14. Analyseresultater av innhold av organisk karbon og ulike metaller i sedimentprøver fra sedimentasjonsbasseng i fangdam ved Fagernes 19.01.01.

Parametre	Enhet	Sedimentasjonsdam
Na	mg/kg	1200
K	mg/kg	8380
Mg	mg/kg	11200
Ca	mg/kg	8540
Fe	mg/kg	40700
P	mg/kg	886
S	mg/kg	671
Al	mg/kg	31300
Cu	mg/kg	34,7
Mn	mg/kg	827
Zn	mg/kg	139
Pb	mg/kg	19
Cd	mg/kg	0,7
V	mg/kg	72
Ni	mg/kg	52,3
Ti	mg/kg	1220
Cr	mg/kg	56,5
Co	mg/kg	15,3
Ba	mg/kg	231
Mo	mg/kg	0
Org. C	g/100 g	1,6

## 6.7. Fangdam Årungsstubukta

I fangdammen i Årungsstubukta ble det tatt ut 4 sedimentprøver 19. januar 2001. Disse prøvene ble tatt i innløp, midt i første våtmark, midt i andre våtmark og ved utløp av fangdammen. Analyseresultatene for prøvene er vist i tabell 15.

Tabell 15. Analyseresultater for sedimentprøver fra fangdam Årungsstubukta 19.01.01.

Prøver	Enhet	Innløp	Første våtmark	Andre våtmark	Utløp
Na	mg/kg	859	5020	620	298
K	mg/kg	4690	5450	5720	3980
Mg	mg/kg	7470	9210	7460	6400
Ca	mg/kg	6250	9830	5510	4680
Fe	mg/kg	28900	32000	30700	27600
P	mg/kg	865	805	718	737
S	mg/kg	513	857	156	286
Al	mg/kg	19700	22400	22400	20900
Cu	mg/kg	25,5	26,5	23,9	19,2
Mn	mg/kg	561	577	640	478
Zn	mg/kg	96,9	97,2	85,1	72,1
Pb	mg/kg	14,1	12,5	14,9	14,7
Cd	mg/kg	0,4	0,8	0,5	0,4
V	mg/kg	60,2	65,6	51,3	55,9
Ni	mg/kg	41,2	46,4	45,3	41,7
Ti	mg/kg	1220	1330	898	850
Cr	mg/kg	41,9	46,7	45,6	44,2
Co	mg/kg	10,7	10	10	10,1
Ba	mg/kg	145	168	182	163
Mo	mg/kg	0	0	0	0
Org. C	g/100 g	2,8	1	0,6	0,8



## 7. Drift av renseanlegg for tunnelvask

---

I det følgende er det med bakgrunn i gjennomførte undersøkelser og generell kunnskap gitt innspill mht. renseanlegg for tunnelvask:

- Sediment fra tunnelvaskevann inneholder relativt høye konsentrasjoner av organisk stoff, tungmetaller og tjærestoffer (PAH). Ved tømning av slike sedimentasjonsbasseng bør sedimentet disponeres/deponeres på lokaliteter med lav risiko for forurensning av overflatevann eller grunnvann. Egne deponeringsrutiner bør utarbeides både for vaskevanns-sediment og for sandfangsmasser fra tunneller.
- I løpet av en driftstid på 14 måneder og et forbruk av vaskevann på ca. 1000 m<sup>3</sup> har det blitt avsatt ca. 5 tonn (som tørrstoff) eller 10 cm med sediment i sedimentasjonsbassenget til behandlingsanlegget ved Vassum. Sedimentasjonsbassenget vil med dette være fullt i løpet av 5-6 driftsår. For å minske risikoen for at akkumulert sediment blir spylt videre til hovedbassenget i flomsituasjoner anbefaler vi likevel tømning av sedimentasjonsbassenget med 2 års intervaller.
- Forbedret rensesfunksjon for behandlingsanlegget ved Vassum vil sannsynligvis kunne oppnås gjennom å etablere en ny permeabel terskel (pukk pakket i netting) som deler av hovedbassenget.
- Et behandlingsanlegg med teoretisk oppholdstid for tilført vaskevann på 5 døgn synes å gi tilstrekkelig oppholdstid til at toksiske, men lett biologisk nedbrytbare vaskestoffer blir nedbrutt.
- Maksimalt 50-60 % av vannforbruket ved tunnelvask tilføres behandlingsanlegget gjennom avløpsnett fra tunnelen. Resten av vannet antas å fordampe fra porer i oppfuktede tak-, vegg og vegbanearealer.
- Nye naturbaserte behandlingsanlegg for vaskevann fra tunneller bør ikke samtidig utnyttes for rensing av overvann fra tilgrensende vegarealer, da tilført overvann **kan** forkorte oppholdstiden for vaskevannet og redusere sedimentasjon av forurensede partikler samt nedbrytningsgrad for toksiske vaskestoffer. Sambehandling av tunnelvask og overvann vil også medføre økt akkumulering av forurenset sediment som bør underlegges spesielle rutiner for disponering/deponering.
- Sedimentasjonsbassenget i behandlingsanlegg for vaskevann fra tunneller bør bygges med støpt bunn for enkel tømning/slamsuging av bassenget samt for avgrensning av forurenset sediment mot ren undergrunnsjord slik at tømmevolum minimeres.

## 8. Litteratur

---

Anders Mjell, Statens Vegvesen Asker og Bærum vegstasjon (pers. medd)

Andersen, S., P. Snilsberg, C. EA. Amundsen, R. D. Olsen. 1995. Miljøkjemisk undersøkelse av tunnelvasking. Jordforsk-rapport 31/95, ISBN 82-7467-165-1. Jordforsk, Frederik A Dahlsvei 20, 1432 Ås.

Bækken, T og S. O. Åstebøl. Utslipp av vaskevann fra Nordbytunnelen til Årungenelva. Undersøkelse av biologiske effekter. Rapport Geofuturum AS/NIVA 1997.

Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines. Tilgjengelig fra Environment Canada (123 Main Street, Suite 360 Winnipeg, MB R3C 1A3, Canada) eller på internettsiden: [http://www.ccme.ca/ceqg\\_rcqe/english/E1\\_06.pdf](http://www.ccme.ca/ceqg_rcqe/english/E1_06.pdf)

Crommentuijn T, Sijm D, deBruijn J, van den Hoop M, van Leeuwen K, van de Plassche E. 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. *Journal of Environmental Management* 60:121-143.

Kalf DF, Crommentuijn T, van de Plassche EJ. 1997. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 36:89-97.

Kolbenstvedt, M., T. Solheim og A. Amundsen. 2000. Miljøhåndboken. Trafikk og miljøtiltak i byer og tettsteder. ISBN 82-480-0147-4: s 76.

Roseth, R., Snilsberg, P. og Hartnik, Th. 2001. Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning. Undersøkelser av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg på ny e6 Korsegården-Vassum i Ås kommune. Jordforsk-rapport 52/01. Jordforsk, Frederik A Dahlsvei 20, 1432 Ås.

Suter GW, Tsao CL. 1996. Toxicological benchmarks for screening potential contaminants of concern for effects on aquatic biota: 1996 revision. Final report available from the National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce, Springfield, VA, USA.

van der Plassche EJ, de Bruijn JHM, Stephenson RR, Marshall SJ, Feijtel TCJ, Belanger SE. 1999. Predicted no-effect concentrations and risk characterization of four surfactants: Linear alkyl benzene sulfonate, alcohol ethoxylates, alcohol ethoxylated sulfates, and soap. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:2653-2663.

## **Vedlegg**

---

**Vedlegg 1: Analyseresultater vannprøver mai 2000**

**Vedlegg 2: Analyseresultater vannprøver november 2000**

**Vedlegg 3: Analyseresultater vannprøver mai 2001**

# Vedlegg 1: Analyseresultater vannprøver mai 2000

Oppdragsgiver:  
JORDFORSK  
Roger Roseth



Adresse: 1432 AS  
Telefon: 64946118 Telefaks: 64946120

**Analyserapport**  
Rapportnr: 5-01240

Prøvetype: Vannprøver

Side: 2 (3)

Prøvenummer				2000-01240-1	2000-01240-2	2000-01240-3	2000-01240-4
Merking				Vask Nordby-tun 11-22/5	Vask Nordby-tun fil.	Vask Smih. 22-26/5	Vask Smih. fil.
Parameter	Metode #	Enhet	Dato				
Natrium	NA-TOT-V	mg/l	020600	1130	1140	56.7	53.8
Kalium	K-TOT-V	mg/l	020600	91.6	75.2	14.3	10.1
Magnesium	MG-TOT-V	mg/l	020600	49	4.88	6.02	0.8
Kalsium	CA-TOT-V	mg/l	020600	183	67	20.1	14.3
Jern	FE-TOT-V	mg/l	020600	93.9	2.49	15	0.196
Fosfor	P-TOT-V	mg/l	020600	6.52	1.72	1.38	0.691
Svevel	S-TOT-V	mg/l	020600	112	105	6.06	5.55
Aluminium	AL-TOT-V	mg/l	020600	70.9	0.26	10.6	0.116
Kobber	CU-TOT-V	mg/l	020600	0.681	0.0899	0.0591	0.0221
Mangan	MN-TOT-V	mg/l	020600	2.01	0.244	0.308	0.064
Sink	ZN-TOT-V	mg/l	020600	13.8	7.56	0.451	0.274
Bly	PB-TOT-V	mg/l	020600	0.171	<0.018	0.023	<0.018
Kadmium	CD-TOT-V	mg/l	020600	0.0042	<0.0012	<0.0012	<0.0012
Vanadium	V-TOT-V	mg/l	020600	0.292	0.035	0.043	0.0083
Nikkel	NI-TOT-V	mg/l	020600	0.14	0.0402	0.0191	0.006
Titan	TI-TOT-V	mg/l	020600	10.3	0.04	1.03	0.0048
Krom	CR-TOT-V	mg/l	020600	0.153	0.008	0.0206	<0.0025
Kobolt	CO-TOT-V	mg/l	020600	0.0811	0.0226	0.0098	<0.003
Barium	BA-TOT-V	mg/l	020600	0.57	0.0331	0.0954	0.0112
Molybden	MO-TOT-V	mg/l	020600	0.0229	0.0092	<0.005	<0.005
Total org. karbon	TOC-V	mg/l	310500	596		41.9	
Løst organisk karbon	DOC-V	mg/l	310500	356		27.7	
Total nitrogen	NTOT-AA-V	mg/l	150600	26.7		10.7	
Suspendert stoff	SUSP-TS	mg/l	020600	3030		409	
Filtrering (0.45µm)	*FILTRERING		090600		ja		ja

Oppdragsgiver:  
JORDFORSK  
Roger Roseth



Adresse: 1432 AS  
Telefon: 64946118 Telefaks: 64946120

**Analyserapport**  
Rapportnr: 5-01351

Prøvetype: Vannprøver

Side: 2 (3)

Prøvenummer				2000-01351-1	2000-01351-2	2000-01351-3	2000-01351-4
Merking				Vassum inn 26-29/5	Vassum inn 26-29/5 filtrert	Vassum ut 31/5	Vassum ut 31/5 filtrert
Parameter	Metode #	Enhet	Dato				
Natrium	NA-TOT-V	mg/l	130600	22.6	21.2	107	106
Kalium	K-TOT-V	mg/l	130600	6.08	3.1	7.4	7.13
Magnesium	MG-TOT-V	mg/l	130600	5.17	0.59	1.34	1.14
Kalsium	CA-TOT-V	mg/l	130600	12	7.95	15.9	15.5
Jern	FE-TOT-V	mg/l	130600	14.6	0.193	1.87	0.721
Fosfor	P-TOT-V	mg/l	130600	0.614	0.154	0.237	0.125
Svevel	S-TOT-V	mg/l	130600	2.83	2.44	7.32	6.91
Aluminium	AL-TOT-V	mg/l	130600	10.4	0.207	0.763	0.078
Kobber	CU-TOT-V	mg/l	130600	0.0466	0.0196	0.0165	0.0109
Mangan	MN-TOT-V	mg/l	130600	0.271	0.0197	0.31	0.296
Sink	ZN-TOT-V	mg/l	130600	0.264	0.115	0.257	0.209
Bly	PB-TOT-V	mg/l	130600	<0.018	<0.018	<0.018	<0.018
Kadmium	CD-TOT-V	mg/l	130600	<0.0012	<0.0012	<0.0012	<0.0012
Vanadium	V-TOT-V	mg/l	130600	0.0358	0.0032	0.0043	<0.002
Nikkel	NI-TOT-V	mg/l	130600	0.0214	<0.006	0.021	0.02
Titan	TI-TOT-V	mg/l	130600	0.893	0.0046	0.0381	0.0035
Krom	CR-TOT-V	mg/l	130600	0.0202	<0.0025	<0.0025	<0.0025
Kobolt	CO-TOT-V	mg/l	130600	0.0093	<0.003	0.014	0.0129
Barium	BA-TOT-V	mg/l	130600	0.0993	0.0106	0.0287	0.0198
Molybden	MO-TOT-V	mg/l	130600	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
Total org. karbon	TOC-V	mg/l	190600	14.1		18.1	
Løst organisk karbon	DOC-V	mg/l	190600	8.72		17.1	
Total nitrogen	NTOT-AA-V	mg/l	220600	2.65		2.01	
Suspendert stoff	SUSP-TS	mg/l	180600	373		20	
Filtrering (0.45µm)	*FILTRERING		090600		ja		ja

## Vedlegg 2: Analyseresultater vannprøver november 2000

Oppdragsgiver:  
JORDFORSK  
Petter Snilsberg



Frederik A. Dahls vei 12  
1432 ÅS  
Telefon: 64948118 Telefax: 64948120

**Analyserapport**  
Rapportnr: 2001-5-00148

Prøvetype: Vann

*Totalt*

Side: 2 (2)

Prøvenummer				2001-00148-1	2001-00148-2	2001-00148-3			
Merking				Nordby 28.11- 16	Nordby 29.11- 16	Nordby 29.11- 10			
Parameter	Metode	Enhet	Dato						
Natrium	*NA-TOT-V	mg/l	240101	223	512	258			
Kalium	*K-TOT-V	mg/l	240101	35	59.1	48.7			
Magnesium	*MG-TOT-V	mg/l	240101	6.57	11.3	24.2			
Kalsium	*CA-TOT-V	mg/l	240101	57.2	74.1	71.8			
Jern	*FE-TOT-V	mg/l	240101	8.47	14.1	47.4			
Fosfor	*P-TOT-V	mg/l	240101	1.71	5.98	5.49			
Svovel	*S-TOT-V	mg/l	240101	50	89.6	40.1			
Aluminium	*AL-TOT-V	mg/l	240101	7.23	11.6	37			
Kobber	*CU-TOT-V	mg/l	240101	0.13	0.18	0.282			
Mangan	*MN-TOT-V	mg/l	240101	0.187	0.386	1.15			
Sink	*ZN-TOT-V	mg/l	240101	3.75	3.73	2.23			
Bly	*PB-TOT-V	mg/l	240101	0.021	0.031	0.075			
Kadmium	*CD-TOT-V	mg/l	240101	<0.0012	<0.0012	0.0015			
Vanadium	*V-TOT-V	mg/l	240101	0.0239	0.0517	0.137			
Nikkel	*NI-TOT-V	mg/l	240101	0.0158	0.0389	0.0624			
Titan	*TI-TOT-V	mg/l	240101	0.744	1.1	3.84			
Krom	*CR-TOT-V	mg/l	240101	0.0153	0.0245	0.0676			
Kobolt	*CO-TOT-V	mg/l	240101	0.0093	0.0163	0.035			
Barium	*BA-TOT-V	mg/l	240101	0.0997	0.142	0.359			
Molybden	*MO-TOT-V	mg/l	240101	0.0081	0.0119	0.0168			

### Vedlegg 3: Analyseresultater vannprøver mai 2001

Totalinnhold (løst + partikler) av uorganiske komponenter i vannprøver fra vegbane og inn- og utløpsprøver i behandlingsanlegg for vegavrenning ved Vassumtunnelen i perioden 10-21.mai 2001.

	Vegbane	Inn 10.5	Inn 11.5 morgen	Inn 11.5 dag	Inn 11- 12.5	Inn 14- 15.5	Inn 15- 16.5	Ut 9-10.5	Ut 11-12.5	Ut 13.5	Ut 17.5	Ut 21.5
Natrium	1780	575	1220	1060	569	575	685	87,5	89,2	115	251	325
Kalium	113	14,4	45,6	50,6	21,8	42,5	64,7	4,56	4,46	4,6	6,34	7,38
Magnesium	30,8	6,75	11,1	10	5,74	7,86	5,84	1,72	1,67	2,09	2,93	2,98
Kalsium	130	52,8	70,6	64,6	48,7	46,4	35,8	20,1	20,4	23,4	28,1	27,8
Jern	46,4	1,06	4,76	4,53	0,414	9,47	6,07	1,69	1,41	1,16	0,435	0,453
Fosfor	3,6	0,376	1,83	2,13	0,549	2,82	3,52	0,112	0,108	0,057	0,099	0,133
Svovel	124	21,5	49,8	55	30,8	36,8	32	3,3	3,4	5,36	9,6	8,76
Aluminium	35,1	0,979	4,52	4,44	0,461	8,35	5,1	1,84	1,51	1,25	0,568	0,512
Kobber	0,504	0,0402	0,0852	0,0859	0,0227	0,0934	0,0854	0,0108	0,0056	0,0111	<0,004	0,0056
Mangan	0,97	0,107	0,235	0,2	0,0797	0,281	0,175	0,0395	0,0274	0,0294	0,0607	0,0672
Sink	4,32	0,126	0,437	0,423	0,117	0,391	0,256	0,0625	0,0603	0,056	0,0394	0,0484
Bly	0,068	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018
Kadmium	0,004	<0,0012	0,0019	<0,0012	<0,0012	0,0015	<0,0012	<0,0012	<0,0012	<0,0012	<0,0012	<0,0012
Vanadium	0,123	0,0031	0,0176	0,0204	0,0029	0,0406	0,0363	0,0044	0,004	0,0027	<0,002	<0,002
Nikkel	0,0585	<0,006	0,0113	0,014	<0,006	0,0173	0,0188	0,0072	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006
Titan	5,85	0,0658	0,421	0,39	0,0144	0,908	0,367	0,0471	0,0363	0,0315	0,013	0,0137
Krom	0,0756	<0,0025	0,0108	0,0089	<0,0025	0,0154	0,0145	0,0051	0,0051	0,003	0,003	<0,0025
Kobolt	0,0373	0,004	0,0085	0,0115	0,0035	0,0146	0,0108	0,0038	0,0033	<0,003	<0,003	0,0048
Barium	0,415	0,0537	0,0835	0,0769	0,0429	0,106	0,0772	0,0309	0,0281	0,294	0,0325	0,0293
Molybden	0,0285	0,006	0,0095	0,0113	0,0062	0,0129	0,0113	<0,005	<0,005	0,0059	<0,005	0,0068
Arsen	<0,025	0,026	<0,025	<0,025	<0,025	0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Totalt organisk karbon	258	31,9	110	152	57,4	156	166	9,31	6,41	9,7	10,5	12

### Vedlegg 3: Analyseresultater vannprøver mai 2001 (løst fraksjon)

Løst fraksjon (<0,45µm) av uorganiske komponenter i vannprøver fra vegbane og inn- og utløpsprøver i behandlingsanlegg for vegavrenning ved Vassumtunnelen i perioden 10-21.mai 2001.

	Veibane	Inn 10.5	Inn 11.5 morgen	Inn 11.5 dag	Inn 11- 12.5	Inn 14- 15.5	Inn 15- 16.5	Ut 9-10.5	Ut 11-12.5	Ut 13.5	Ut 17.5	Ut 21.5
Natrium	1790	568	1190	1060	560	557	662	84,4	87,3	112	247	312
Kalium	101	13,8	44,1	47,7	21	39	61,3	3,76	3,7	4,17	5,85	6,85
Magnesium	9,6	6,17	8,58	7,45	5,3	3,45	3,1	1,27	1,29	1,76	2,81	2,73
Kalsium	60,7	49,9	64,1	56,7	45,2	37,2	29,7	18,5	19,1	22	26,6	25,9
Jern	0,0854	0,0155	0,0506	0,0605	0,0151	0,047	0,0648	0,115	0,117	0,108	0,0226	0,0317
Fosfor	0,771	0,159	1,22	1,59	0,289	1,95	2,57	0,0579	0,0541	<0,035	0,0549	0,077
Svovel	116	20,8	48,4	51,7	29,5	34,2	30,2	3,18	3,17	5,55	8,81	8,35
Bor	0,34	0,106	0,273	0,273	0,144	0,188	0,173	0,0414	0,0379	0,0411	0,0524	0,0534
Aluminium	0,0209	0,0196	0,0155	0,0166	0,0241	0,0597	0,0527	0,12	0,128	0,127	0,0419	0,0727
Kobber	0,119	0,0372	0,0468	0,0592	0,0195	0,032	0,0296	0,0102	0,0079	0,0095	0,0055	0,0063
Mangan	0,0662	0,0689	0,133	0,0987	0,0702	0,0679	0,0507	0,0023	0,0021	0,002	0,0168	0,0134
Sink	0,412	0,0796	0,254	0,267	0,0988	0,0576	0,0591	0,018	0,0181	0,0223	0,0171	0,0126
Bly	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015
Silisium	4,45	3,07	7,07	6,57	3,1	6,54	6,9	1,85	1,88	1,95	2,26	2,73
Kadmium	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Vanadium	0,0059	<0,0015	0,0073	0,009	0,0025	0,0163	0,0229	<0,0015	<0,0015	<0,0015	<0,0015	<0,0015
Nikkel	0,0112	<0,005	0,0119	0,011	0,0078	0,0104	0,0115	<0,005	0,0059	0,0072	0,0056	<0,005
Titan	0,0012	<0,0006	0,0011	0,0013	<0,0006	0,0007	0,0006	0,0027	0,0028	0,0028	<0,0006	<0,0006
Krom	0,0038	0,0033	0,0052	0,0032	0,0023	0,0031	0,002	0,0021	0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Kobolt	0,0059	<0,0025	0,0042	0,0073	0,0036	0,0043	0,0039	<0,0025	<0,0025	<0,0025	<0,0025	<0,0025
Barium	0,063	0,0437	0,0469	0,0392	0,0376	0,035	0,0251	0,0141	0,0146	0,0179	0,0284	0,0232
Molybden	0,0048	<0,0045	0,0072	<0,0045	<0,0045	<0,0045	<0,0045	<0,0045	<0,0045	<0,0045	<0,0045	<0,0045
Arsen	<0,020	<0,020	<0,020	0,0271	<0,020	0,0314	0,0281	0,0298	<0,020	<0,020	0,0294	<0,020



Løst organisk karbon	215	16,5	62,6	76	33,9	118	135	6,11	5,17	4,4	5,92	6,35
Klorid	2590	824	1700	1450	775	606	735	123	127	166	355	444