

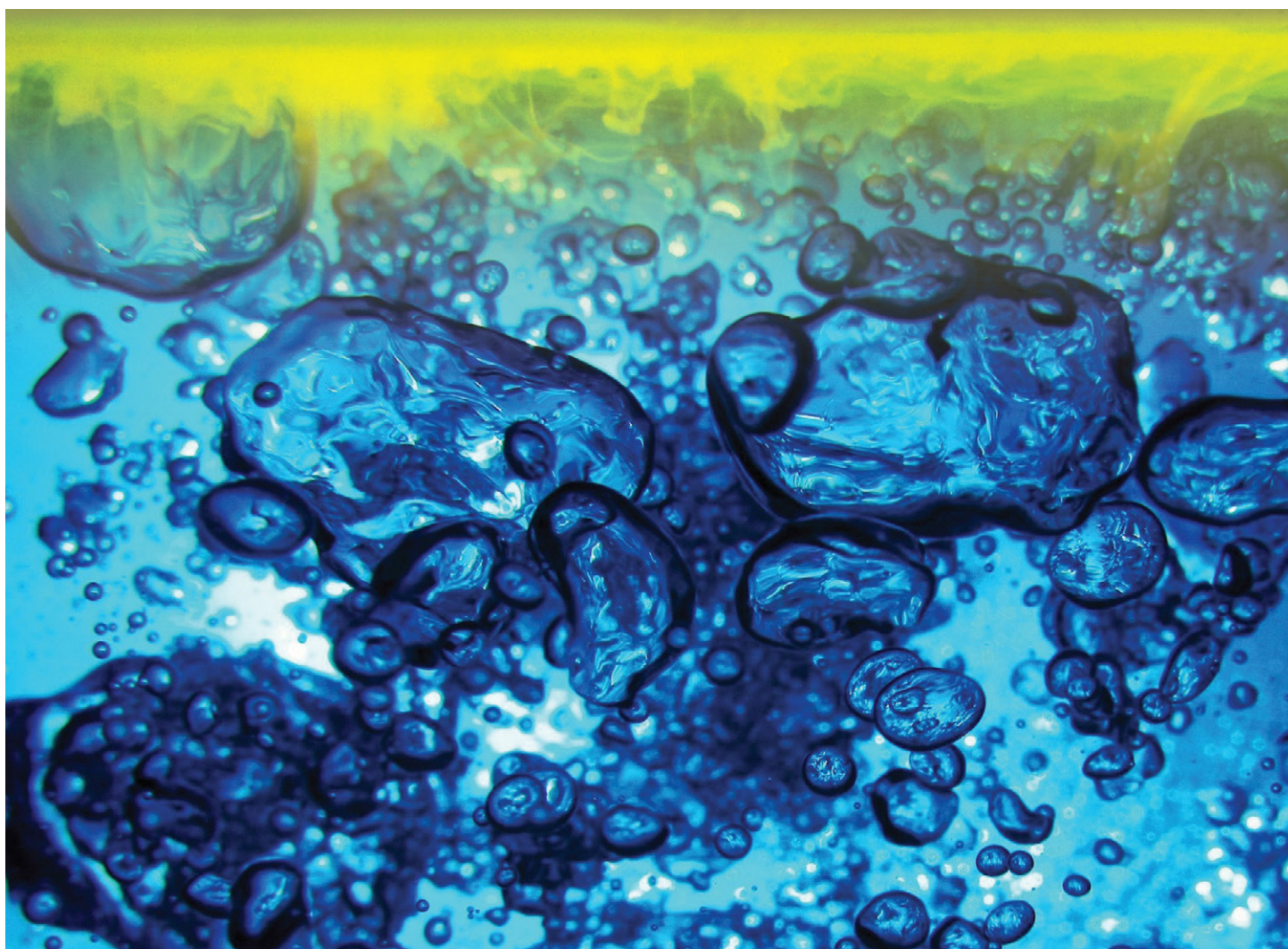


Økologisk risikovurdering med biotisk ligandmodell

En feltstudie av tunnelvaskevann og vegavrenning i
rensebasseng

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 230



Tittel

Økologisk risikovurdering med biotisk ligandmodell

Undertittel

En feltstudie av tunnelvaskevann og vegavrenning i rensebasseng

Forfatter

Susanne Lund Johansen, Helene Thygesen

Avdeling

Trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen

Seksjon

Miljø

Prosjektnummer

603019

Rapportnummer

Nr. 230

Prosjektleder

Sondre Meland

Godkjent av

Sondre Meland

Emneord

Biotisk ligandmodell, BLM, metaller, tunnelvaskevann, rensebasseng, LC50, risikoratio

Sammendrag

Biotisk ligandmodell (BLM) er utviklet for å predikere metallers giftighet for ulike vannlevende organismer. Denne rapporten tar for seg om BLM kan brukes til å predikere metallers giftighet i tunnelvaskevann og avrenningsvann fra veg. BLM predikerte svært høye LC50-verdier, det vil si lav giftighet, for både Cu, Zn og Cd i tunnelvaskevann. I rensebasseng var LC50-verdiene mer moderate, men fortsatt høye sammenlignet med naturlige nordiske vann. Ved beregning av risikoratio (RR) i resipient ble bildet mer nyansert. Sinkkonsentrasjonene i tunnelvaskevannet var på et nivå hvor det nærmet seg fare for at halvparten av ørretpopulasjonen i resipienten kunne dø (RR=0,9). Kobberkonsentrasjonene var høye nok til at det nærmet seg fare for kronisk toksisitet på sensitive organismer (RR≈0,5).

Title

Ecological risk assessment with Biotic Ligand Model

Subtitle

A field study of tunnel wash water and highway runoff in sedimentation ponds

Author

Susanne Lund Johansen, Helene Thygesen

Department

Trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen

Section

Miljø

Project number

603019

Report number

No. 230

Project manager

Sondre Meland

Approved by

Sondre Meland

Key words

Biotic Ligand Model, BLM, metals, tunnel wash water, wet sedimentation ponds, LC50, risk ratio

Summary

The Biotic Ligand Model (BLM) is developed to predict toxicity of metals to different aquatic organisms. This report investigates whether BLM is applicable on tunnel wash water and highway runoff. BLM predicted high LC50 values, i.e. low toxicity, of Cu, Zn and Cd in the tunnel wash water. In the sedimentation ponds the LC50 values were more moderate, but still high compared to natural Nordic waters. Calculating risk ratios for the recipient of the tunnel wash water gave a more nuanced picture. The Zn concentrations in the tunnel wash water reached a level where half the trout population in the recipient could die (risk ratio 0,9). The Cu concentrations approached a level where danger of chronic toxicity to sensitive organisms could occur (risk ratio about 0,5).

Forord

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

Denne rapporten tar for seg om det er mulig for Statens vegvesen å bruke biotisk ligandmodell (BLM) til å predikere giftigheten av metaller i tunnelvaskevann og avrenningsvann fra veg i dagen. Tunnelvaskevann og vegavrenning inneholder en cocktail av miljøgifter som stammer fra blant annet kjøretøyer, tunnelkonstruksjon, vegbane, vegsalt og teknisk utstyr. Dette er en kilde til spredning av forurensning til det akvatiske miljøet. På nyere veganlegg blir det bygget renseløst for å fjerne partikkelbundne forurensninger ved sedimentasjon. Den løste fraksjonen av forurensninger vil som oftest ikke fjernes ved slik behandling. Dette er et problem, da den løste fraksjonen er ansett for å være mer biotilgjengelig og giftig enn den partikkelbundne. Biotisk ligandmodell er utviklet for å predikere metallers giftighet i vannforekomster med ulik vannkvalitet, og er i økende grad brukt i økologisk risikovurdering i Europa og USA. I denne undersøkelsen ble BLM utprøvd på tunnelvaskevann, samt elleve renseløst som var klassifisert som moderat til meget sterkt forurenset.

Sammendrag

Biotisk ligandmodell (BLM) har både i Europa og USA vist seg å være et nyttig verktøy for å predikere metallers biotilgjengelighet og giftighet. Modellen er utviklet for bruk på naturlige vannforekomster, og hensikten med denne studien var finne ut om modellen også kan brukes til å vurdere giftigheten av tunnelvaskevann og avrenningsvann fra veg i dagen. Det ble tatt vannprøver fra elleve rensbasseng på Østlandsområdet, samt under en tunnelvask i Nordbyttunnelen på E6 i Akershus. Analyseresultatene ble brukt til å predikere LC₅₀-verdier (lethal concentration₅₀) av kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd) for regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) og to arter av vannlopper (*Ceriodaphnia dubia* og *Daphnia magna*). Modellen ble også brukt til å beregne akutt og kronisk grenseverdi for kobbertoksisitet ved hjelp av Water Quality Criteria-funksjonen (WQC) i BLM. Modellprediksjonene ga ekstremt høye LC₅₀-verdier, spesielt for tunnelvaskevann. For rensbasseng var LC₅₀-verdiene mer moderate, men fortsatt høyere enn det som er blitt predikert i naturlige nordiske vannforekomster. Vannet i bassengene hadde med andre ord lav metalltoksisitet, til tross for at vannkvaliteten i tre av bassengene ble klassifisert som dårlig eller svært dårlig etter Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) sine tilstandsklasser for miljøkvalitet i ferskvann. Dette skyldtes antagelig at det var store mengder løst organisk materiale (DOC), og ioner som natrium (Na), klor (Cl) og kalsium (Ca), i tunnelvaskevannet og rensbassengene. Slike forbindelser virker beskyttende mot metalltoksisitet. Det er viktig å merke seg at mange av disse parameterne hadde verdier som var langt høyere enn de grenseverdiene som BLM er utviklet og validert for. Det er derfor fare for at BLM underestimerte giftigheten. Biotisk ligandmodell kan være spesielt nyttig til å vurdere risikoen som resipienten for vegavrenningen blir utsatt for, og beregning av risikoratio i resipienten for tunnelvaskevannet ga et mer nyansert bilde av metallgiftigheten. Sinkkonsentrasjonene i tunnelvaskevannet var på et nivå hvor det nærmet seg fare for at halvparten av ørretpopulasjonen i resipienten kunne dø (risikoratio lik 0,9). Kobberkonsentrasjonene var høye nok til at det nærmet seg fare for kronisk toksisitet på sensitive organismer (risikoratio rundt 0,5). Dersom tunnelvaskevannet ikke hadde blitt rensset i basseng før utslipp til resipient, ville risikoen vært overskredet (risikoratio over 1). Rensing av tunnelvaskevann er viktig for å beskytte akvatisk liv langs veg, og BLM bør brukes til å beregne hva dette livet tåler av metallforurensning fra veg.

Abstract

In Europe and the USA the biotic ligand model (BLM) has proved to be a useful tool for predicting toxicity and bioavailability of metals to aquatic organisms. The purpose of this study was to investigate whether BLM could be used to assess toxicity of tunnel wash water and highway runoff, although the model primarily is developed for application on natural water bodies. Water samples were taken from eleven wet sedimentation ponds in southeast Norway, in addition samples from a tunnel wash event in the Nordby tunnel at the highway E6, County of Akershus. The results of the chemical analyses of the water samples were used to predict LC₅₀ values (lethal concentration₅₀) of copper (Cu), zinc (Zn) and cadmium (Cd) to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and two species of water fleas (*Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna*). The model was also used to calculate acute and chronic limit values for Cu toxicity by using the Water Quality Criteria (WQC) function in BLM. The predicted LC₅₀ values of all metals to all organisms were high, especially in the tunnel wash water. More moderate LC₅₀ values were predicted in the sedimentation ponds, but they were still higher than values predicted in natural Nordic waters. Despite the fact that the BLM predicted low metal toxicity for the water in the sedimentation ponds, the water quality in three of the sedimentation ponds was classified as poor or very poor according to the classification system for environmental quality in freshwater developed by the Norwegian Climate and Pollution Agency (Klif). The high predicted LC₅₀ values were most likely a result of large amounts of dissolved organic carbon (DOC), and ions as sodium (Na), chloride (Cl) and calcium (Ca), in the tunnel wash water and in the sedimentation ponds. These parameters act as protection against metal toxicity. It is important to notice that many of the analysed parameters showed values far higher than the range that BLM is developed and validated for. Therefore, it is possible that BLM underestimated the toxicity. Biotic ligand model can be particularly useful to assess the risk that biota in the recipient of the tunnel wash water or highway runoff is exposed to. Calculating risk ratios for the recipient of the tunnel wash water gave a more nuanced picture of the risk of metal toxicity: The Zn concentrations in the tunnel wash water reached a level where half the trout population in the recipient could die (risk ratio 0,9). The Cu concentrations approached a level where danger of chronic toxicity to sensitive organisms could occur (risk ratio about 0,5). The risk ratio would have been exceeded (risk ratio above 1) if the tunnel wash water had not been treated in a sedimentation pond before it drained into the recipient. Treatment of tunnel wash water is an important mitigation measure for protecting aquatic life along roads, and BLM should be used in the future to estimate the tolerance of aquatic life to metal pollution from roads.

Innholdsfortegnelse

Forord	1
Sammendrag	2
Abstract	3
1 Innledning.....	5
1.1 Vegavrenning og tunnelvaskevann.....	5
1.2 Rensebasseng.....	5
1.3 Biotisk ligand modell.....	6
1.4 Formål.....	8
2 Materiale og metode.....	9
2.1 Områdebeskrivelse	9
2.2 Innsamling av vannprøver	12
2.3 Prediksjon av metalltoksisitet ved bruk av biotisk ligandmodell (BLM).....	14
3 Resultat.....	16
3.1 Vannkvalitet.....	16
3.1.1 Tunnelvask.....	16
3.1.2 Rensebasseng	19
3.2 Prediksjon av metalltoksisitet og beregning av risikoratio.....	22
3.2.1 Tunnelvask.....	22
3.2.2 Rensebasseng	30
4 Diskusjon.....	33
4.1 Vannkvalitet.....	33
4.1.1 Tunnelvask.....	33
4.1.2 Rensebasseng	33
4.2 Prediksjon av metalltoksisitet og beregning av risikoratio.....	34
4.2.1 Tunnelvask.....	34
4.2.2 Rensebasseng	37
5 Konklusjon	39
6 Referanser.....	40
7 Vedlegg	42

1 Innledning

1.1 Vegavrenning og tunnelvaskevann

De senere årene har det blitt stadig mer fokus på miljøbelastningen ved avrenningsvann fra veg (Meland 2010). EUs Vanddirektiv ble implementert i Norge i 2007, og pålegger medlemslandene og EØS-landene å sørge for god økologisk og kjemisk kvalitet i alle vassdrag innen 2021 (Åstebøl et al. 2011). Direktivet er gjort gjeldende som norsk lov gjennom vannforskriften. Denne legger blant annet vekt på tiltak mot forurensning fra diffuse kilder, slik som vegavrenning (Miljøverndepartementet 2006). Statens vegvesen har etter dagens miljøpolitikk sektoransvar for et miljøvennlig vegnett.

Slitasje på vegbane og karosseri, oljesøl, forbrenning av drivstoff og vegsalting om vinteren, er kilder til forurensning som akkumuleres på vegbanen (Meland 2010). Metaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og vegsalt er de viktigste stoffene i denne sammenheng. Ved avrenning fra vegen vil disse stoffene skylles ut i omkringliggende natur eller rensebasseng. Forurensning akkumulert i tunneler skylles ut når tunnelen vaskes. Tunnelvaskevann vil gjerne være mer forurenset enn avrenning fra veg i dagen fordi forurensning akkumuleres over lengre tid før det vaskes bort.

Norge er i verdenstoppen når det kommer til antall vegtunneler (Roseth & Meland 2006). I sterkt trafikkerte områder blir tunnelene med årsdøgntrafikk (ÅDT) på over 4001 kjøretøyer vasket fire til tolv ganger per år (medregnet teknisk vask, halvvaske og helvaske), og vil derfor bidra med store mengder forurenset vann (Statens vegvesen 2012). Det finnes flere ulike vaskeoperasjoner for tunnel. Helvaske foregår opptil to ganger i året, og innebærer vask av alle flater inne i tunnelen (Statens vegvesen 2012). Halvvaske blir utført opptil fire ganger hvert år, og innebærer vasking av vegger, skilt og lysrekker, eventuelt også skylling av vegbanen. Teknisk vask utføres også én – seks ganger i året, og innebærer vask av skilt, lysrekker og tekniske installasjoner. Forurenset vaskevann blir samlet opp av suge- og feiebiler, og tyngre partikler blir holdt igjen av sandfangere. Avrenningsvannet renner ut i et rensebasseng, hvis tunnelen er i tilknytning til ett, eller ut i naturen (Roseth & Meland 2006).

1.2 Rensebasseng

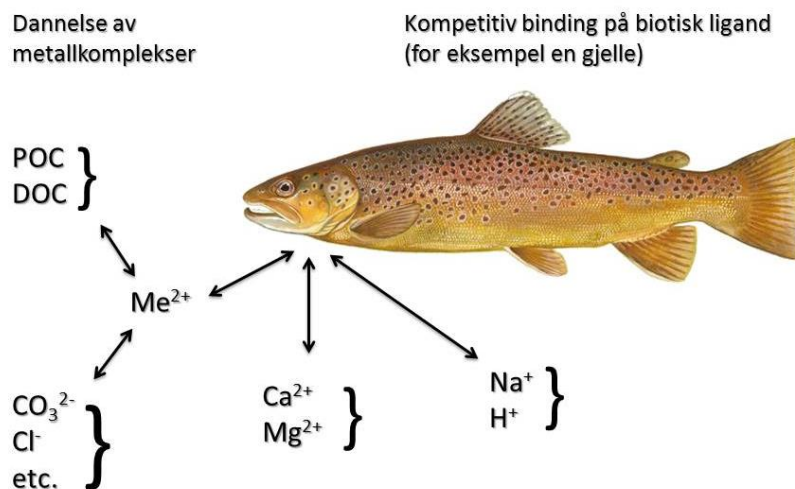
For å forhindre at vegavrenning forurenser vegnære vannforekomster, bygger Statens vegvesen rensebasseng i tilknytning til tunneler og sterkt trafikkerte veier. Våte overvannsbasseng er den mest vanlige typen i Norge. Disse har permanent vannspeil og renses vannet etter prinsippet om at partikkelbundet forurensning vil falle til bunns når vannet får en viss oppholdstid i bassenget. På det beste ligger rensegraden for metaller og organiske forurensninger i slike basseng mellom 50 og 90 %, avhengig av hvilken forbindelse det er

snakk om (Snilsberg et al. 2002; Åstebøl 2005). Rensegraden for løste forurensningsstoffer er som oftest lav, fordi disse ikke er bundet til partikler og dermed ikke er tunge nok til å sedimentere.

Rensebasseng har også vist seg å være en god biotop for vannlevende organismer, som for eksempel bunndyr og amfibier (Thygesen 2013). Dette kommer ofte i konflikt med rensebassengenes funksjon, da livet i dammene kan ta stor skade av akutte utslipp, som typisk ved tunnelvask. Det er ønskelig å skaffe mer kunnskap om hvor stor denne risikoen er. Dette er viktig for å få et bedre bilde av om det er mulig å kombinere bruken av dammene til både vannrensing og habitat. Kunnskapen vil også ha overføringsverdi til risikoen som organismer utsettes for i naturlige vannforekomster nær veg.

1.3 Biotisk ligandmodell

Biotisk ligandmodell er en matematisk modell som er utviklet for å predikere biotilgjengeligheten og giftigheten av metaller i naturlige vann. Modellen har både i Europa og USA vist seg å være et nyttig verktøy for økologisk risikoanalyse (Cousins et al. 2009; Kristensen et al. 2012). Metaller kan være svært skadelige for vannlevende organismer, men den totale konsentrasjonen av metallet er ikke nødvendigvis avgjørende for hvor giftig det er (VanLoon & Duffy 2011). Giftigheten avhenger sterkt av metallens fysiokjemiske tilstandsform, også kalt spesiering. Hvilke specier som er til stede i vannet varierer med parametere som pH, alkalinitet og innhold av løst organisk materiale (DOC). Det er derfor komplisert å beregne hvor mye metaller organismene i den enkelte vannforekomst tåler. Biotisk ligandmodell predikerer dette basert på et begrenset antall parametere som legges inn i modellen. Giftvirkning av et metall oppstår når metallet akkumulerer på en biologisk sensitiv reseptor, kalt en biotisk ligand. Denne reseptoren kan for eksempel være en fiskegjelle. Død inntreffer når metallkonsentrasjonen som er bundet til den biotiske liganden overskrider en viss grense (Di Toro et al. 2001). I BLM regnes frie metallspecier som biotilgjengelige og giftige, mens uorganiske og organiske metallkomplekser regnes ikke som biotilgjengelige (HydroQual Inc. 2007). Modellen inkluderer også den beskyttende effekten av ioner. Dette gjelder for eksempel kalsium (Ca) og natrium (Na), som konkurrerer med metaller om bindingsplasser på gjellene, og klor (Cl), som danner komplekser med metallene og dermed gir mindre biotilgjengelige tilstandsformer (Fig. 1) (HydroQual Inc. 2007).



Figur 1. Skjematisk framstilling av biotisk ligandmodell som viser hvordan metaller konkurrerer med andre ioner som natrium (Na⁺), kalsium (Ca²⁺) og magnesium (Mg²⁺) om bindingsplasser på en fiskegjelle (en biotisk ligand). Dersom det er mye løst og partikulært organisk materiale (DOC og POC) og ioner som klorid (Cl⁻), karbonat (CO₃²⁻) i vannet, vil metaller også kunne binde seg på dette framfor på gjellen, og metalltoksisiteten blir redusert. Modifisert etter HydroQual Inc (2013). Illustrasjon av brunørret (*Salmo trutta*): Duane Raver, U. S. Fish and Wildlife Service.

Biotisk ligandmodell beregner en LC₅₀-verdi (lethal concentration₅₀) basert på vannkvalitetsparameterne i Tabell 1. Denne verdien er en tålegrense for hvor høy metallkonsentrasjon som kan tilføres en spesifikk vannforekomst over et visst tidsrom, før halvparten av individene av en populasjon dør (Kristensen et al. 2012).

Tabell 1. Grenseverdiene for ulike vannkvalitetsparametere som biotisk ligandmodell (BLM) er utviklet og kalibrert for. Modifisert etter HydroQual Inc. (2007).

Parameter	Nedre grense	Øvre grense
Temperatur °C	10	25
pH	4,9	9,2
DOC ^{a)} (mg/L)	0,050	30
Humic Acid Content (%)	10	60
Kalsium (mg/L)	0,20	120
Magnesium (mg/L)	0,024	52
Natrium (mg/L)	0,16	236
Kalium (mg/L)	0,039	156
Sulfat (mg/L)	0,096	278
Klorid (mg/L)	0,32	279
Alkalinitet (mg/L)	2,0	360
DIC ^{b)} (mmol/L)	0,056	44
Sulfid (mg/L)	0	0

a) DOC = løst organisk karbon (dissolved organic carbon)

b) DIC = løst uorganisk karbon (dissolved inorganic carbon)

Grenseverdiene i Tabell 1 er de nivåene som BLM er utviklet og kalibrert for. Dersom de målte verdiene ligger utenfor dette spekteret kan BLM komme til å over- eller underestimere LC₅₀-verdiene (Cousins et al. 2009). Mange av vannkvalitetsparameterne i denne undersøkelsen lå utenfor grenseverdiene, noe som ga grunnlag til usikkerhet i de modellerte resultatene.

1.4 Formål

Hensikten med denne undersøkelsen var å predikere metalltoksisitet i tunnelvaskevann og avrenningsvann fra veg i dagen ved bruk av BLM, samt gjøre en miljørisikovurdering basert på resultatene. Biotisk ligandmodell ble benyttet på tre ulike vannmiljø:

- Tunnelvaskevann (Nordbytunnelen)
- Rensebasseng (elleve stykker)
- Resipient (Årungselva)

2 Materiale og metode

2.1 Områdebeskrivelse

Undersøkelsen omfattet elleve rensedbasseng på Østlandsområdet (Fig. 2 – 13). Alle er av typen våte overvannsbasseng. Bassengene ligger langs strekningene E6 Gardermoen – Eidsvoll, E18 Askim – Mysen og E18 Drammen – Holmestrand, samt i Osloområdet.



Figur 2. Oversiktskart over rensedbassengene som ble besøkt i denne undersøkelsen (kartutsnitt hentet fra Google Maps).

Alle dammene mottar avrenningsvann fra veg i dagen, mens Vassum rensedbasseng også mottar tunnelvaskevann. Se Tabell 2 for mer informasjon. Vannprøver ble også tatt av vaskevannet under en helvask av Nordbyttunnelen på E6 i Frogn kommune i Akershus. En tunnelvask representerer et ekstremt tilfelle med betydelig mer forurenset vann enn vanlig vegavrenning. Årungselva oppstrøms for rensedbassenget ble undersøkt for å ha en referanse til tunnelvaskresultatene. Årungselva er 3,4 km lang og ligger i Frogn kommune. Den renner fra innsjøen Årungen, og har utløp i Bunnefjorden, og er en lokalt viktig gytebekk for sjørørret (*Salmo trutta*).



Figur 3. Skullerud renebasseng. Bildet er tatt fra utløp, mot lukket innløp. Foto: Susanne Lund Johansen.



Figur 4. Vassum renebasseng. Bildet er tatt fra innløp. Foto: Susanne Lund Johansen.



Figur 5. Slitu renebasseng. Bildet er tatt fra innløp. Foto: Susanne Lund Johansen.



Figur 6. Slitu øst renebasseng. Bildet er tatt fra innløp. Foto: Susanne Lund Johansen.



Figur 7. Hovinmoen renebasseng. Bildet er tatt fra utløp. Foto: Susanne Lund Johansen.



Figur 8. Hauerseter renebasseng. Bildet er tatt fra innløp. Foto: Susanne Lund Johansen.



Figur 9. Elstadmoen rensbasseng. Bildet er tatt fra innløp. Foto: Susanne Lund Johansen.



Figur 10. Elstadmoen faunapassasje rensbasseng. Bildet er tatt fra innløp. Foto: Susanne Lund Johansen.



Figur 11. Nygård rensbasseng. Bildet er tatt fra innløp. Foto: Susanne Lund Johansen.



Figur 12. Skjeggestad rensbasseng. Innløpet synes i venstre hjørne. Foto: Susanne Lund Johansen.



Figur 13. Fornebu rensbasseng, sett fra innløp. Foto: Sondre Meland.

Tabell 2. Informasjon om rensebassengene som ble besøkt i denne undersøkelsen.

Rensebasseng	Beliggenhet	Byggeår	ÅDT	Nylig tømt	Geografiske koordinater*
Skullerud	Ved E6, i Oslo kommune.	1999	64000	Nei	B:59 51'44.39" L:10 49'52.36"
Vassum	Ved E6, i Frogn kommune.	2000	29000	Høst 2011	B:59 42'33.74" L:10 44'13.53"
Fornebu	Under Snarøyveien på Fornebu, i Bærum kommune.	2002	25000	Nei	B: 59 54'4.10" L:10 37'32.96"
Hovinmoen	Øst for Gardermoen lufthavn, på vestsiden av E6, i Ullensaker kommune.	2007-2008	19000	Høst 2011	B: 60 10'32.41" L: 11 10'6.03"
Hauer seter	Øst for Gardermoen lufthavn, på vestsiden av E6, i Ullensaker kommune.	2007-2008	19000	Høst 2011	B: 60 11'32.39" L: 11 11'19.98"
Elstadmoen	Nord for Hauer seter rensebasseng, på vestsiden av E6, i Ullensaker kommune.	2007-2008	19000	Høst 2011	B: 60 12'31.92" L: 11 11'6.71"
Elstadmoen faunapassasje	Nordøst for Gardermoen lufthavn, på østsiden av E6, i Ullensaker kommune.	2007-2008	19000	Høst 2011	B: 60 13'17.64" L: 11 10'46.59"
Slitu	Øst for Askim, nord for E18, i Eidsberg kommune.	2006-2007	12000	Nei	B: 59 34'39.23" L: 11 15'42.77"
Slitu øst	Øst for Askim, sør for E18, i Eidsberg kommune.	2006-2007	12000	Nei	B: 59 34'36.59" L: 11 16'7.19"
Nygård	Vest for Holmestrand, sørvest for E18, i Holmestrand kommune.	2001-2002	20000	Nei	B: 59 28'20.19" L: 10 16'22.68"
Skjeggestad	Sørvest for Holmestrand, langs E18, i Holmestrand kommune.	2001-2002	20000	Nei	B: 59 28'17.92" L: 10 17'46.98"

* EPSG projeksjon 4326 - WGS 84.

2.2 Innsamling av vannprøver

Vannprøver fra rensebassengene ble samlet inn over tre dager i juni 2012. I hver dam ble det samlet inn fire vannprøver. Én polyetylen (PE)-flaske på 250 mL ble fylt med vann som ble analysert for DOC og alkalinitet, mens en annen ble fylt med vann som ble analysert for anionene sulfat (SO_4^{2-}) og Cl^- . Én syrevasket PE-flaske på 125 mL ble fylt med vann som ble analysert for total konsentrasjon av metallene og kationene sølv (Ag), aluminium (Al), arsen (As), barium (Ba), Ca, kadmium (Cd), kobber (Cu), krom (Cr), kobolt (Co), jern (Fe), kvikksølv (Hg), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn), molybden (Mo), Na, nikkel (Ni), fosfor (P), bly (Pb), silisium (Si), strontium (Sr) og sink (Zn). En annen syrevasket PE-flaske ble fylt med vann som ble analysert for løst konsentrasjon av de samme metallene og kationene. Kun metallene benyttet i BLM vil bli diskutert videre, mens analyseresultatene for resten finnes i vedlegg 11. Vannet til analyse av DOC/alkalinitet og løst metallkonsentrasjon

ble sprøytefiltrert for hånd i felt. Dette ble gjort med BD plastipak 50 mL sprøyter, og VWR sterile sprøytefiltre med 0,45 µm cellulose acetatmembran. Sprøytefiltreringen av vannet krevde fra ett til seks filtre, avhengig av partikkelmengden i vannet. Bruk av sprøytefilter utgjør en kilde til usikkerhet rundt størrelsen på partiklene som slipper gjennom filteret, og fare for at løste fraksjoner blir underestimert fordi filtrene tetter seg relativt fort.

Vannparameterne som ble målt i rensedbassengene og Årungselva var oksygeninnhold, konduktivitet, pH og temperatur. Disse parameterne ble målt med en multiparameter vannkvalitets-sonde (YSI 6600 V2-4, Yellow Springs, Ohio, USA). Sonden ble plassert ved innløp av rensedbassenget, ved om lag 30 – 40 cm dybde (Fig. 14).

Prøver av tunnelvaskevann ble samlet inn natt til 14. juni 2012. Vannprøver ble tatt hver halvtime fra og med klokken 22.30 til og med klokken 01.00, i Vassum rensedbasseng. Vannet ble hentet fra innløpskummen og utløpskummen til bassenget. Ved hver prøvetaking ble vannmåleren avlest i pumpehuset ved innløpskummen til bassenget. Under tunnelvasken ble det tatt tilsvarende vannprøver som de som ble tatt i hvert rensedbasseng, og de ble analysert for de samme parameterne. Filtrering av vannprøver for analyse av løst metallkonsentrasjon ble utført *in situ* med en perelstatisk pumpe og GWV 0,45 µm prøvetakingsfilterkapsel for grunnvann. Vannparameterne som ble målt i felt var temperatur, pH og ledningsevne. Disse ble målt med et håndholdt måleinstrument (Extech Exstick 11 EC50).

Alle vannprøvene ble levert til ALS Laboratory Group på Skøyen for analyse av anioner, kationer, DOC og metaller.



Figur 14. Multiparameter vannkvalitets-sonde (YSI 6600 V2-4) brukt i denne undersøkelsen.

2.3 Prediksjon av metalltoksisitet med biotisk ligandmodell (BLM)

De innsamlede dataene ble plottet inn i BLM, Windows Interface, Version 2.2.3. Denne er tilgjengelig gratis på http://www.hydroqual.com/wr_blm.html. For å kjøre modellen må parameterne temperatur, pH, DOC og alkalinitet plottes inn. Løste konsentrasjoner ble plottet inn for kationene Ca, Mg, Na og K samt anionene Cl og SO_4^{2-} . Modellen predikerer LC_{50} -verdier av Cu, Zn, Ag og Cd, det vil si de predikerte konsentrasjonene som antas å være akutt giftig i vann av tilsvarende kvalitet som i de ulike rensbassengene. Akutt giftighet betyr her de konsentrasjonene som vil gi 50 % dødelighet for populasjonen av en art i et bestemt tidsrom (48 timer for vannlopper og 96 timer for fisk) (Niyogi & Wood 2004). Biotisk ligandmodell oppgir LC_{50} -verdiene i mol/L av løst metall, men dette ble regnet om til $\mu\text{g/L}$ av løst metall i resultatene i denne undersøkelsen. Modellen ble brukt til å predikere LC_{50} -verdier av Cu, Zn og Cd. LC_{50} -verdier av Zn ble predikert med vannloppen *Ceriodaphnia dubia* som modellorganisme (Fig. 15), mens vannloppen *Daphnia magna* (Fig. 16) ble brukt som modellorganisme ved prediksjon av LC_{50} -verdier av Cu og Cd. I tillegg ble LC_{50} -verdier av både Cu, Zn og Cd predikert med regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) som modellorganisme (Fig. 17).



Figur 15. *Ceriodaphnia dubia*
Foto: Marinco Bioassay Lab.



Figur 16. *Daphnia magna*. Foto:
Hajime Watanabe, hentet fra
en.wikipedia.org



Figur 17. Regnbueørret, *Oncorhynchus mykiss*.
Foto: Eric Engbretson, hentet fra en.wikipedia.org.

Da LC₅₀-konsentrasjonene var predikert ble det beregnet en risikoratio (relativ risiko) som fortalte hvor stor risikoen var for at et gitt metall ville gi uakseptabel giftvirkning hos organismene i den enkelte vannforekomst. Risikoratioen ble regnet ut med denne formelen:

$$\text{Risikoratio} = \text{målte konsentrasjoner av løst metall/LC}_{50} \text{ for metallet}$$

Dersom dette forholdstallet er under 1, er risikoen for akutt skade lav. Hvis tallet er lik 1 eller høyere, er risikoen høy. I tunnelvasken i denne undersøkelsen ble det brukt mye såpe, noe som gir høy DOC (se Resultat 3.1.1). Biotisk ligandmodell ble derfor også kjørt med DOC-verdier fra en tunnelvask der det ble brukt lite såpe for å teste om ulike DOC-nivåer gir stort utslag i predikert LC₅₀. De lavere verdiene som ble benyttet (7,7 mg/L) var gjennomsnittlig DOC-verdi som ble målt av Meland et al. (2010b) under tunnelvask av Nordbytunnelen i 2008.

3 Resultat

3.1 Vannkvalitet

3.1.1 Tunnelvask

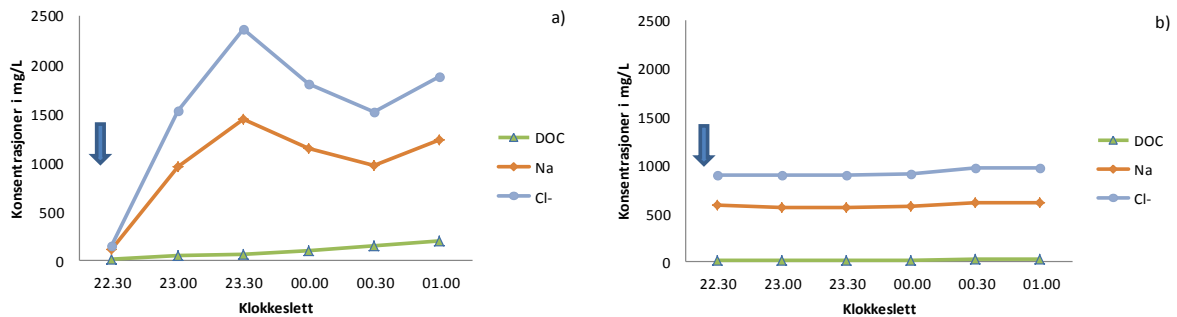
Det ble målt 80 m³ vann i løpet av prøvetakingen i denne undersøkelsen, og totalt brukte Mesta, som utførte vasken, 500 m³ vann i løpet av hele vasken (denne pågikk over tre netter). Av de 500 m³ havnet sannsynligvis ikke alt i rensbassenget. Det må tas høyde for at en del av vannet kan ha fordampet fra vegger og vegbane eller lekket ut gjennom sprekker og lignende. Såpene som ble brukt var TK 601 og TK 613. Disse ble brukt ved en konsentrasjon på 0,6 % (500 m³ vann og 3 m³ såpe). Dette er svært høy såpekonsentrasjon, noe som antas å gi utslag i høy DOC fordi såpe inneholder mye organiske forbindelser. Tunnelvaskevannet inneholder dessuten betraktelig større mengder av de fleste ioner enn naturlige vannforekomster (Tabell 3). Innløpsvannet hadde over pH 9 i gjennomsnitt, noe som også er høyere enn det som er vanlig for norske vann. Konduktivitet i tunnelvaskevannet økte sterkt i løpet av vasken, og ved innløp var den på 8,8 µS/cm ved start og 7,5 mS/cm ved slutt. Konsentrasjonen av Cu og Zn økte betraktelig under vasken og nådde konsentrasjoner opp til 307 µg løst Cu/L og 9200 µg løst Zn/L ved innløp.

Tabell 3. Minimum-, maksimum- og gjennomsnittsverdier for vannkvalitetsparametere ved tunnelvask i Nordbytunnelen i juni 2012, samt parametere målt i referanseelva Årungs-elva. Prøver av tunnelvaskevann ble tatt henholdsvis ved innløp og utløp til Vassum rensebasseng.

	Fraksjon	Innløpsvann Vassum rensebasseng				Utløpsvann Vassum rensebasseng				Årungs-elva
		Min	Maks	Gjennomsnitt (n=6)	Andel (%) løst av gjn.snittet	Min	Maks	Gjennomsnitt (n=6)	Andel (%) løst av gjn.snittet	
DOC (mg/L)		8	192	92		9	24	15		11
Alkalinitet (mg/L)		261	430	334		270	282	274		116
pH		8,2	9,6	9,1*		7,8	8,4	8,3*		7,6
Konduktivitet (ms/cm)		0,0088	7,5	5		3,1	3,3	3,2		0,29
Temperatur °C		9,7	15	13		13	15	14		17
Oksygeninnhold (mg/L)		-	-	-		-	-	-		8,6
Cl (mg/L)	total	144	2370	1541		891	969	921		35
Ca (mg/L)	total	47	114	73		35	37	36		24
	løst	40	59	49	67	39	42	40	100	25
Mg (mg/L)	total	6,7	58	30		6,2	6,5	6		5
	løst	6	16	11	37	6	6	6	100	5,3
Na (mg/L)	total	98	1360	899		543	628	597		19
	løst	111	1440	976	100	559	614	583	98	20
Cd (µg/L)	total	0,056	2,7	1		0,051	0,056	0,054		<0,05
	løst	0,047	1,5	0,47	47	0,0064	0,037	0,018	33	0,0046
Cu (µg/L)	total	23	1010	584		6,9	25	12		2,5
	løst	22	307	106	18	3,3	18	9	75	2
Zn (µg/L)	total	460	20500	11415		66	625	246		< 4
	løst	397	9200	4016	35	41	515	204	83	1,8

*pH oppgitt som median på grunn av logaritmisk skala.

Konsentrasjonene av DOC, Na og Cl var betraktelig høyere ved innløp enn ved utløp under hele tunnelvasken (Fig. 18). Under hele vasken økte DOC moderat ved både innløp og utløp, mens Na og Cl økte sterkt ved innløp i løpet av den første timen. Natrium og Cl viser en økende trend også ved utløp, men denne er mer beskjeden.



Figur 18. Konsentrasjoner av løst organisk karbon (DOC), natrium (Na) og klorid (Cl) under vask av Nordbytunnelen i juni 2012, målt ved innløp (a) og utløp (b) til Vassum rensebasseng. Blå pil angir prøvetakingstidspunktet før tunnelvasken startet.

Under befaring ved Vassum rensebasseng fire dager etter tunnelvasken ble det observert over 400 døde rumpetroll samt døde vanninsekter. Det meste av liv i dammen så ut til å være dødt som følge av episoden (Fig. 19). Det ble tatt bunndyrprøver i Vassum rensebasseng etter tunnelvasken i forbindelse med en masteroppgave (Thygesen 2013). Denne viste at individantallet gikk ned etter vasken, men at artsantallet var tilnærmet likt. Oppgaven vurderer biodiversiteten i bassenget i forhold til forskjellige miljøparametere i rensebasseng som mottar slikt vann (Thygesen 2013).



Figur 19. Døde rumpetroll etter tunnelvasken i Nordbytunnelen, juni 2012. Flere av rumpetrollene var i ferd med å gjennomgå metamorfosen og bli voksne frosk, og hadde utviklet både forbein og bakbein. Foto: Susanne Lund Johansen.

3.1.2 Rensebasseng

Nedbørsdata for områdene som rensebassengene ligger i, er vist i Tabell 4. Det var en del regn i alle områdene i dagene før prøvetaking. For eksempel var det 14 mm nedbør ved Slitu og Slitu øst dagen før prøvetaking, og 20 mm nedbør ved Hovinmoen, Hauer seter, Elstadmoen og Elstadmoen faunapassasje dagen før prøvetaking.

Tabell 4. Nedbørsmengde i millimeter ved nærmeste målestasjon fra prøvetakningsdato og en uke bakover i tid. Vannprøver ble tatt i bassengene i Hobøl og Ås den 25.06.12, i Ullensaker den 26.06.12 og i Sande og Asker den 27.06.12. Strek (-) betyr at det ikke ble registrert nedbør ved målestasjonen på det aktuelle tidspunktet. Kommuneneavn i parentes angir plassering for målestasjon. Data hentet fra www.eklima.met.no.

DATO	Slitu og Slitu øst (Hobøl)	Skullerud, Vassum og Årungs elva (Ås)	Hovinmoen, Hauer seter, Elstadmoen og Elstadmoen faunapassasje (Ullensaker)	Nygård og Skjeggestad (Sande)	Fornebu (Asker)
18.06.2012	-	-	2,3	0,40	1,3
19.06.2012	2,3	1,2	3,9	11	9,4
20.06.2012	-	0,10	-	-	-
21.06.2012	-	-	0,10	-	-
22.06.2012	-	-	-	-	-
23.06.2012	3,0	2,6	0,40	5,4	5,1
24.06.2012	14	6,4	6,3	6,6	10
25.06.2012	12	4,6	20	13	10
26.06.2012	2,8	2,0	6,6	5,0	4,8
27.06.2012	3,8	0,10	-	0,60	-

De fleste rensebassengene har noe høyere konsentrasjoner av viktige ioner som Ca, Na og Cl enn det som er vanlig i naturlige norske vannforekomster (Tabell 5). Vannet er også nokså basisk i forhold til andre norske vann, med pH-verdier fra 7,2 til 9,6.

Tabell 5. Minimum-, maksimum- og gjennomsnittsverdier for vannkvalitetsparametere i rene bassengene som ble besøkt i denne undersøkelsen.

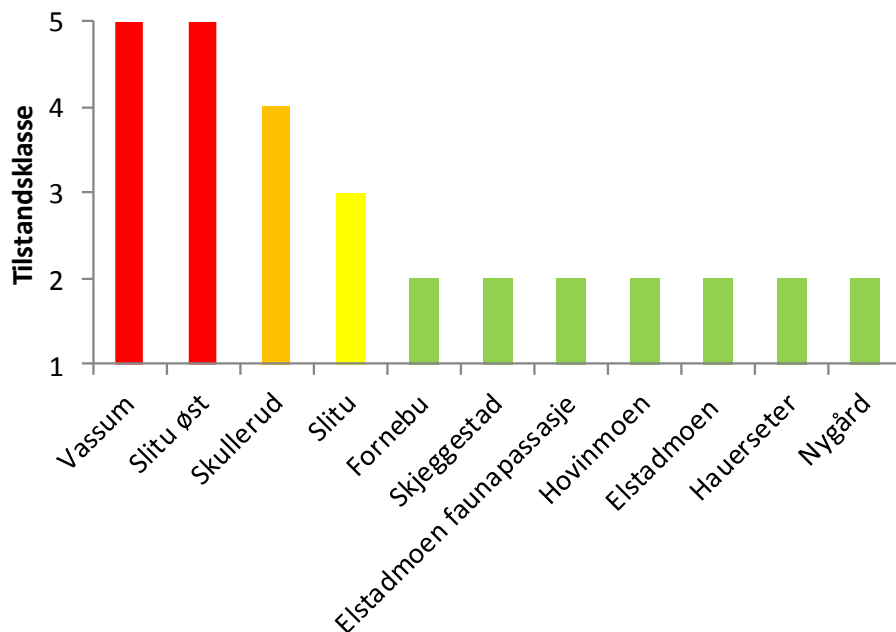
Parameter		Min	Maks	Gjennomsnitt (n=11)	Andel (%) løst av gjennomsnittet
DOC (mg/L)		1,3	81	14	
Alkalinitet (mg/L)		18	314	135	
pH		7,2	9,6	7,7*	
Konduktivitet (ms/cm)		0,070	1,3	0,65	
Temperatur °C		11	20	16	
Oksygeninnhold (mg/L)		6,8	14	9,5	
Cl (mg/L)	total	11	351	140	
Ca (mg/L)	total	4,5	55	23	
	løst	5	55	22	99
Mg (mg/L)	total	0,52	14	4,2	
	løst	0,50	14	3,8	91
Na (mg/L)	total	8,3	208	91	
	løst	9,5	208	91	100
Cd (µg/L)	total	0,0050	0,23	0,051	
	løst	0,0033	0,14	0,026	50
Cu (µg/L)	total	1,2	114	15	
	løst	1,1	70	8,4	56
Zn (µg/L)	total	0,81	2010	204	
	løst	0,44	1430	127	62

*pH oppgitt som median istedenfor gjennomsnitt, på grunn av logaritmisk skala.

Analyseresultatene viste at vannkvaliteten i Vassum og Slitu øst kunne klassifiseres som svært dårlig etter Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) sine tilstandsklasser for miljøkvalitet i ferskvann (Tabell 6 og Fig. 20) (Klima- og forurensningsdirektoratet 2012). Vannkvaliteten i Vassum ble klassifisert som svært dårlig på grunn av høye verdier av både Cu og Zn, mens vannkvaliteten i Slitu øst ble klassifisert som svært dårlig på grunn av høye Zn-konsentrasjoner. Vannkvaliteten i Skullerud rene basseng ble klassifisert som dårlig på grunn av høye Zn-verdier, og Slitu rene basseng ble klassifisert som moderat forurenset på grunn av høye Cu-konsentrasjoner. Vannkvaliteten i de resterende sju bassengene ble klassifisert som god eller tilsvarende bakgrunnstilstanden. Se vedlegg 14 for eksakte grenseverdier for tilstandsklassene.

Tabell 6. Klassifisering av vannkvaliteten i rensebassengene undersøkt i denne rapporten etter Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) sine fem tilstandsklasser for miljøkvalitet i ferskvann.

Rensebasseng	Areal m ²	Årsdøgnttrafikk (ÅDT 2011)	Metall	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Skullerud	980	64 000	Kobber			17		
			Sink				51	
			Kadmium			<0,050		
Vassum	550	29 000	Kobber					114
			Sink					2010
			Kadmium			0,23		
Slitu	720	12 000	Kobber			17		
			Sink			31		
			Kadmium			0,053		
Slitu øst	400	12 000	Kobber			15		
			Sink					124
			Kadmium			0,054		
Hovinmoen	440	19 000	Kobber	1,5				
			Sink			2,9		
			Kadmium			0,044		
Hauersetser	760	19 000	Kobber	1,2				
			Sink			2,5		
			Kadmium	0,028				
Elstadmoen	700	19 000	Kobber	1,5				
			Sink			2,0		
			Kadmium	0,015				
Elstadmoen faunapassasje	660	19 000	Kobber	2,5				
			Sink			3,5		
			Kadmium	0,020				
Nygård	1550	20 000	Kobber	1,3				
			Sink			0,81		
			Kadmium	<0,0020				
Skjeggestad	1530	20 000	Kobber	2,8				
			Sink			5,4		
			Kadmium	0,0050				
Fornebu	820	25 000	Kobber	4,1				
			Sink			10		
			Kadmium	0,0081				

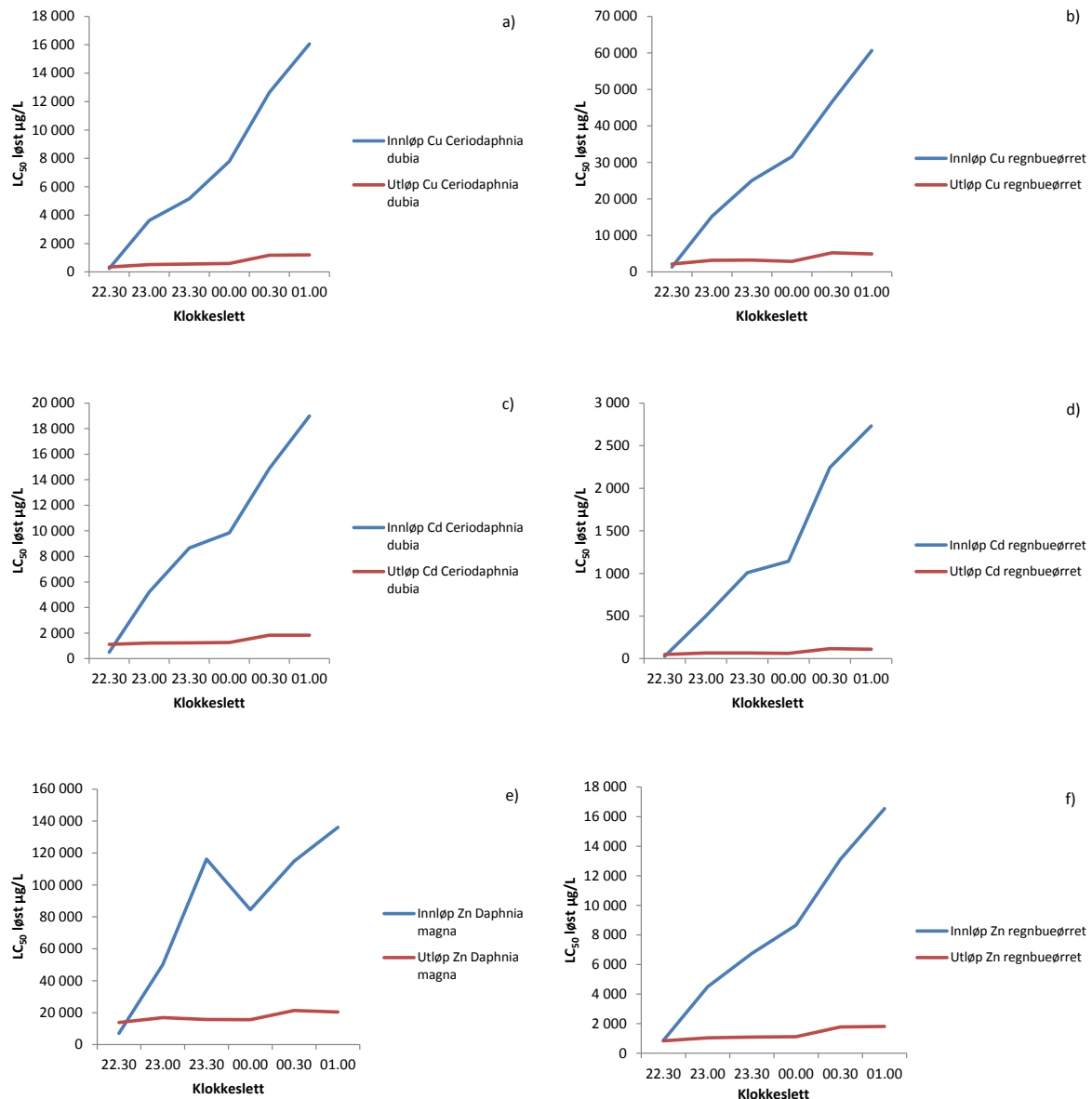


Figur 20. Rensebasseng klassifisert etter Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) sine tilstandsklasser for miljøkvalitet i ferskvann. Figuren viser den dårligste tilstandsklassen som vannkvaliteten i rensebassengene kan klassifiseres til, på bakgrunn av vannprøver samlet inn i juni 2012. Rødt betyr at vannkvaliteten i bassenget var svært dårlig på grunn av høye verdier av et eller flere av de tre metallene kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd), oransje betyr at vannkvaliteten var dårlig, gul betyr moderat vannkvalitet og grønn betyr god vannkvalitet.

3.2 Prediksjon av metalltoksisitet og beregning av risikoratio

3.2.1 Tunnelvask

De predikerte LC_{50} -verdiene for alle metaller og organismer var generelt svært høye i tunnelvaskevannet. Både ved innløp og utløp økte verdiene mens tunnelvasken pågikk, men økningen var absolutt sterkest ved innløp (Fig. 21). Økende predikert LC_{50} betyr at giftigheten avtar ifølge BLM.

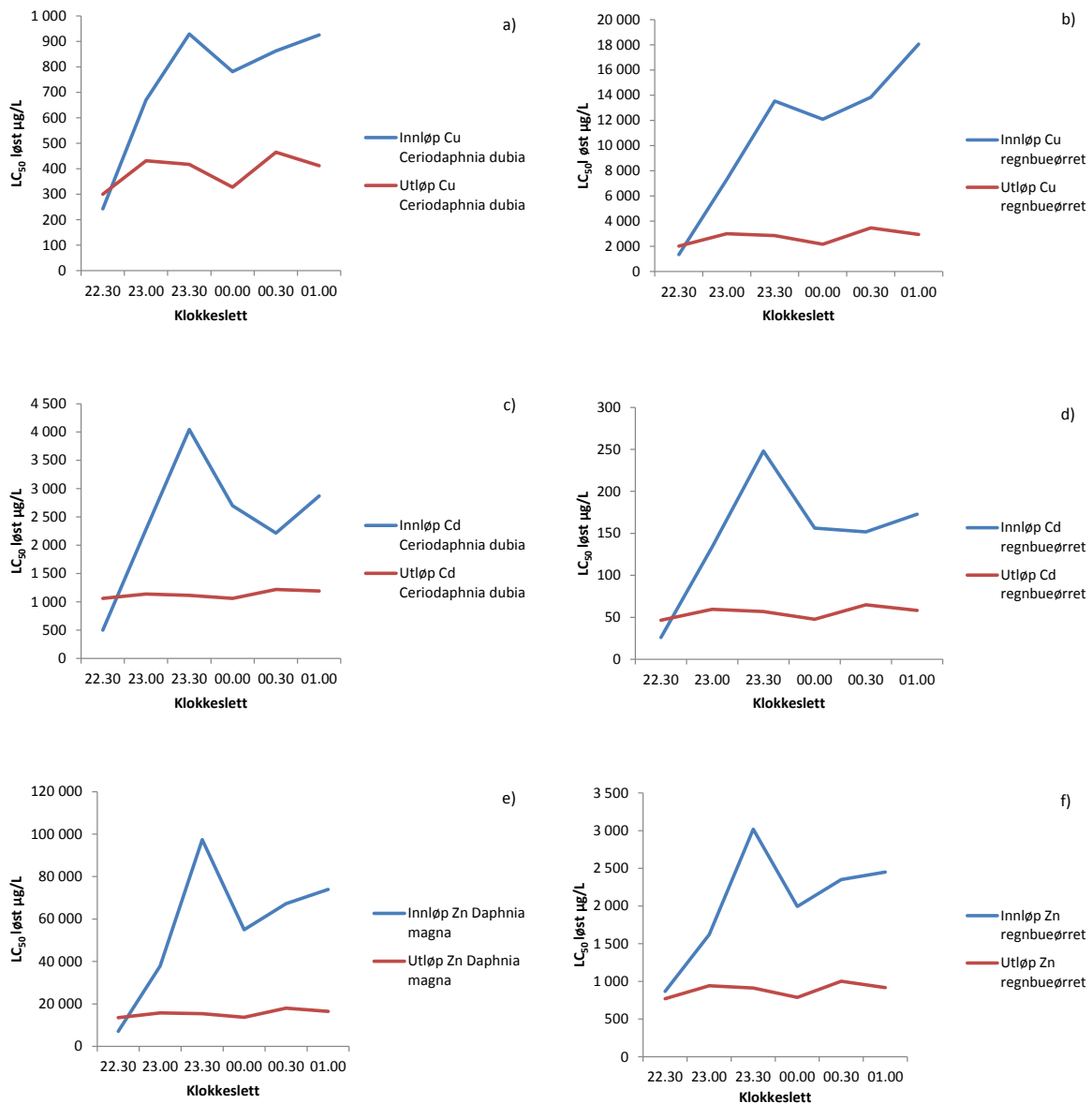


Figur 21. a) Predikert kobber (Cu) LC₅₀ for *Ceriodaphnia dubia*, b) predikert Cu LC₅₀ for regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*), c) predikert kadmium (Cd) LC₅₀ for *Ceriodaphnia dubia*, d) predikert Cd LC₅₀ for regnbueørret, e) predikert sink (Zn) LC₅₀ for *Daphnia magna*, f) predikert Zn LC₅₀ for regnbueørret. LC₅₀-verdiene ble predikert med vannkvalitetsparametere målt under tunnelvask i juni 2012, og oppgitt som løst metallkonsentrasjon i µg/L (løst tilsier størrelse <0,45 µm). Merk: grafene har ulike skalaer på y-aksen.

Konsentrasjonene av DOC som ble målt under tunnelvasken i denne undersøkelsen var svært høye (Tabell 3). Store deler av disse DOC-konsentrasjonene skyldes antagelig såpe, og det er nærliggende å anta at organiske forbindelser i såpe kan ha andre egenskaper enn organiske forbindelser som humus og fulvus når det gjelder evnen til å danne komplekser med metaller. Dette kan muligens bidra til overestimering av LC₅₀. Det antas at DOC-konsentrasjonene i vannet har mye å si for predikert LC₅₀, og det var derfor ønskelig å teste modellen med lavere DOC-verdier enn det som ble målt under tunnelvasken i denne undersøkelsen. Fig. 22 viser

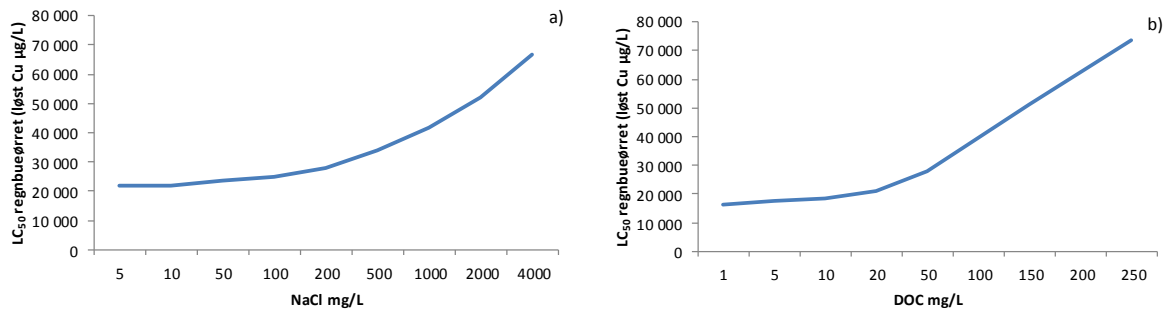
LC₅₀-verdiene som BLM predikerte da mer moderate DOC-verdier ble plottet inn (7,7 mg DOC/L for alle tidspunkter).

Sammenligner man LC₅₀-verdiene for samme metall og organisme ved ulik DOC-konsentrasjon (for eksempel Cu LC₅₀ for regnbueørret, henholdsvis Fig. 21b og 22b) ser man at LC₅₀ er mye høyere ved høy DOC-konsentrasjon (Fig. 21b) enn ved moderat (Fig. 22b). Forskjellene i LC₅₀ mellom innløp og utløp er også mer moderate ved lavere DOC-verdier.



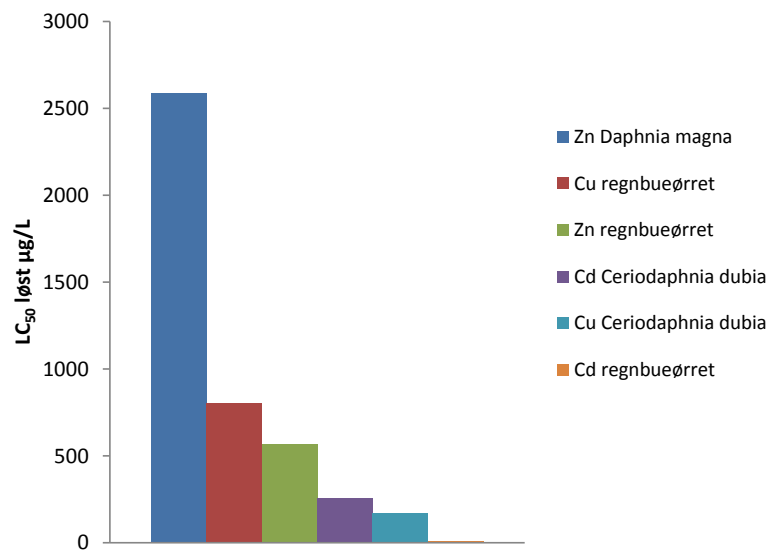
Figur 22. a) Predikert kobber (Cu) LC₅₀for *Ceriodaphnia dubia*, b) predikert Cu LC₅₀for regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*), c) predikert kadmium (Cd) LC₅₀for *Ceriodaphnia dubia*, d) predikert Cd LC₅₀for regnbueørret, e) predikert sink (Zn) LC₅₀for *Daphnia magna*, f) predikert Zn LC₅₀for regnbueørret. LC₅₀-verdiene ble predikert med vannkvalitetsparametere målt under tunnelvask i juni 2012, med unntak av DOC-verdiene som ble hentet fra en tidligere tunnelvask hvor såpekonsentrasjonene var lavere enn i denne undersøkelsen (Meland et al. 2010b). LC₅₀ er oppgitt som løst metallkonsentrasjon i µg/L (løst tilsier størrelse <0,45 µm). Merk: grafene har ulik skala på y-aksen.

Det var også ønskelig å teste hvor utslagsgivende henholdsvis DOC- og NaCl-konsentrasjonene var for LC₅₀-verdiene. For å teste dette ble data fra én av prøvetakingene under tunnelvasken plottet inn i BLM. Modellen ble så kjørt flere ganger med varierende NaCl-konsentrasjoner mens alt annet ble holdt konstant, og deretter flere ganger med varierende DOC-verdier mens alt annet ble holdt konstant (Fig. 23). De predikerte LC₅₀-verdiene økte proporsjonalt med økende NaCl- og DOC-konsentrasjoner, altså avtok giftigheten med økende DOC og NaCl konsentrasjoner ifølge BLM.



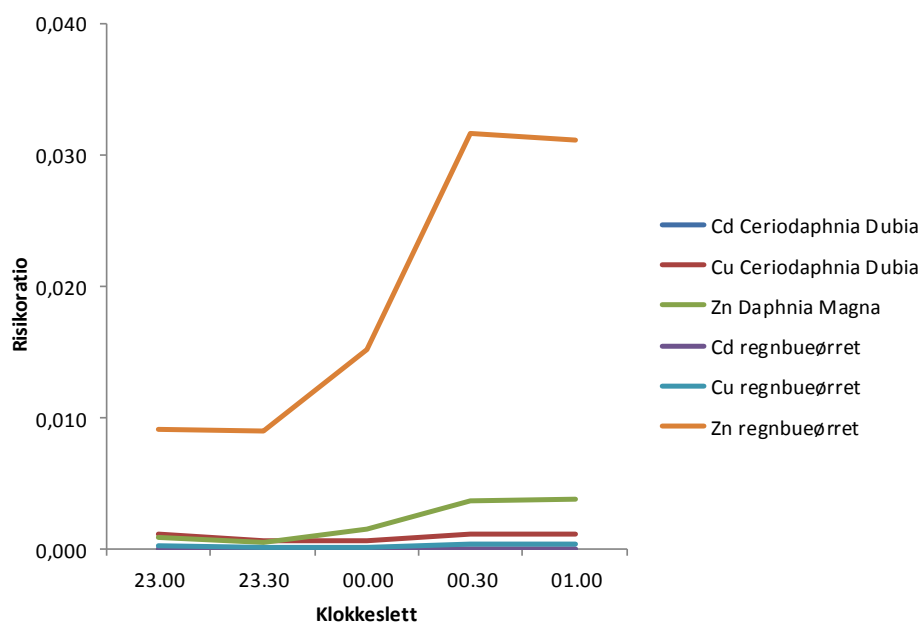
Figur 23. Predikert kobber (Cu) LC₅₀ for regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) ved varierende NaCl-konsentrasjoner (a) og varierende DOC-konsentrasjoner (b), gitt at alt annet er konstant.

Årungselsva ble undersøkt for å ha en referanse til tunnelvasken, og for å kunne predikere LC₅₀-verdier for organismer som lever i en resipient for tunnelvaskevann. LC₅₀-verdiene i resipienten var mye lavere enn for tunnelvaskevannet, og den laveste verdien var Cd LC₅₀ for regnbueørret (Fig. 24).



Figur 24. Predikerte LC₅₀-verdier for Årungselsva for ulike metaller og organismer. Predikert kadmium (Cd) LC₅₀ for regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) er så lav at den nesten ikke synes i figuren.

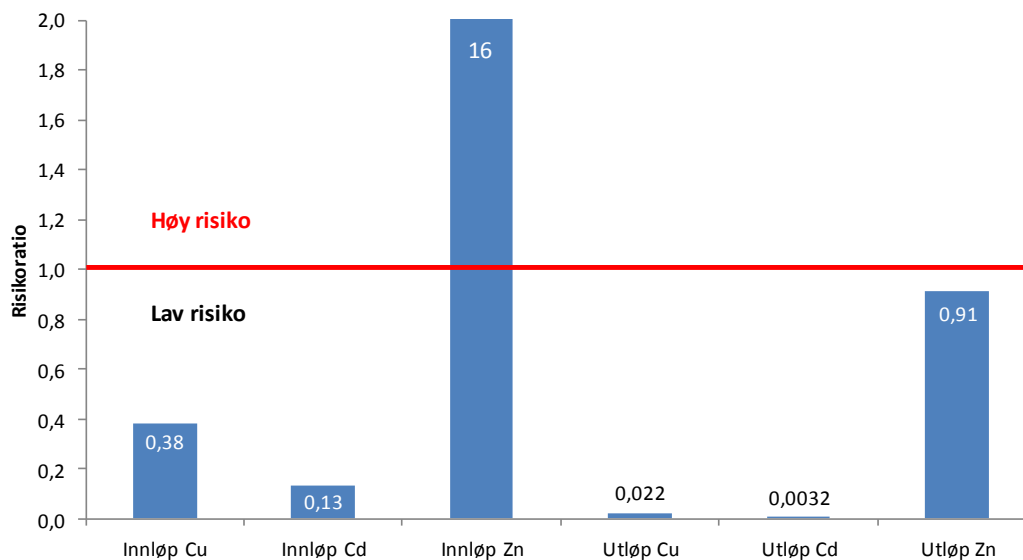
For å få et bilde på hvor stor risikoen for negativ effekt på biota er, ble det beregnet en risikoratio for hvert av tidspunktene under tunnelvasken. Denne ble regnet ut ved å dele målt konsentrasjon av et metall på predikert LC₅₀ for det samme metallet. Risikoratioen av utløpsvannet under tunnelvasken er vist i Fig. 25. For de fleste metallene og organismene økte den relative risikoen i løpet av vasken, men den holdt seg langt under 1 under hele episoden. Den høyeste risikoratioen (Zn modellert for regnbueørret) var på kun 0,03. Dette betyr at det ifølge BLM var svært lav risiko for at 50 % av populasjonen til en organisme ville dø som følge av metallforgiftning. Her er det viktig å huske på at LC₅₀ er et dramatisk endepunkt. Selv om LC₅₀ er lav, vil det trolig forekomme andre ikke-dødelige effekter lenge før halvparten av populasjonen dør.



Figur 25. Risikoratio av metallkonsentrasjoner i utløpsvann fra Vassum rensbasseng under tunnelvask. Risikoratio lavere enn 1 betyr lav risiko for at femti % av en arts populasjon dør. Hvis verdien er 1 eller høyere er risikoen høy. Ved første prøvetakingstidspunkt (kl. 22.30), som var før vasken var kommet i gang, var risikoratioen om lag 10 ganger høyere for alle modellerte metaller og organismer enn den var under selve vasken. Dette prøvetakingstidspunktet er utelatt fra figuren for å gi en tydeligere framstilling av kurvene. Risikoratioen for kadmium (Cd) *Ceriodaphnia dubia* er skjult bak noen av de nederste kurvene.

Årungsaelva er resipient for tunnelvaskevannet og etter en viss oppholdstid i Vassum rensbasseng vil vannet havne her. Det var derfor interessant å beregne en risikoratio hvor LC₅₀-verdiene for Årungsaelva blir sammenlignet med de målte metallkonsentrasjonene i tunnelvaskevannet (Fig. 26). Det var LC₅₀-verdiene for regnbueørret som ble brukt her, da Årungsaelva er en viktig gytebekk for sjøørret, og disse artene tilhører samme familie. Utløpskonsentrasjonene er de reelle metallkonsentrasjonene som sjøørreten utsettes for, hvis man ser bort fra fortyningseffekten i elva. Fortyningseffekten kan være lav, avhengig av

vannmengde i Årungselva. Risikoratioen var lav for Cu og Cd, men nærmer seg 1 for Zn i utløpsvannet. I innløpsvannet er risikoratioen langt over 1 for Zn, men fortsatt under 1 for Cu og Cd. Risikoratioen for innløpsvannet viser hvor høy risiko sjørreten hadde vært utsatt for, dersom man ikke hadde hatt rensing av tunnelvaskevannet i renselassen før utslipp til Årungselva.



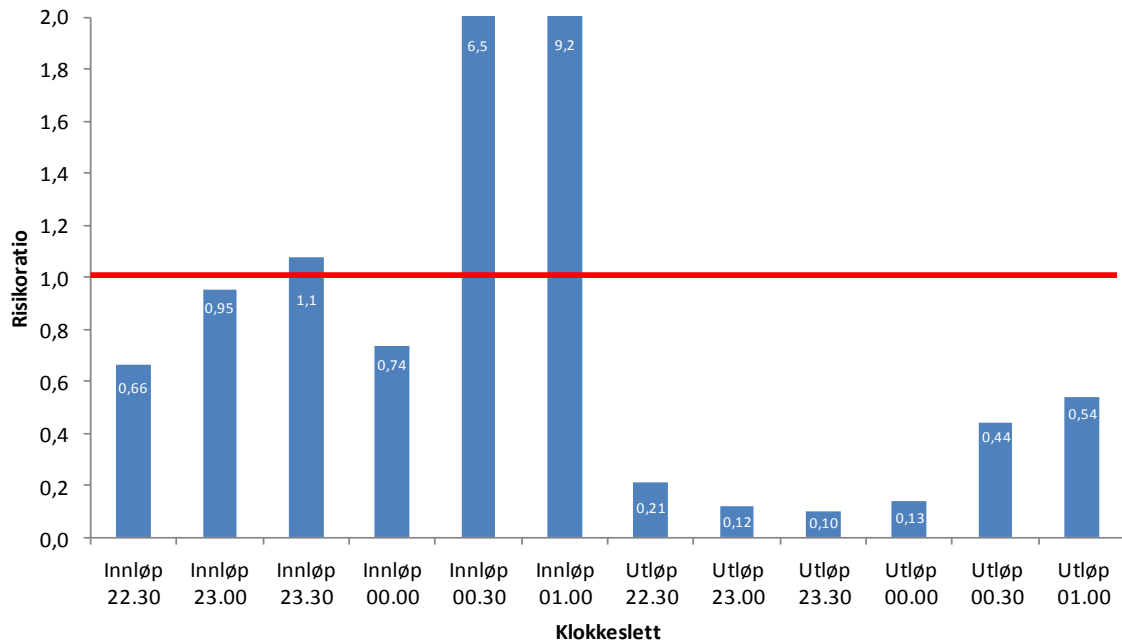
Figur 26. Estimert risikoratio for regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) regnet ut ved å dele metallkonsentrasjoner fra tunnelvasken (6. prøvetaking, kl. 01.00) på LC_{50} -verdier for Årungselva. Dette kan anses som et estimat på risikoratioen for sjørreten (*Salmo trutta*) i Årungselva. Verdier over 1 (rød linje) betyr høy risiko for at halvparten av populasjonen dør. Verdier under 1 tilsier lav risiko. Søylene for sink (Zn) innløp går egentlig opp til 16, men y-aksen er kuttet ved 2 for en bedre framstilling av verdiene.

Det amerikanske Environmental Protection Agency (EPA) utvikler jevnlig vannkvalitetskriterier for Cu basert på en funksjon i BLM som heter WQC (Water Quality Criteria). Med WQC-funksjonen kan man beregne grenseverdier for både akutte og kroniske effekter av Cu på akvatisk liv. Disse grenseverdiene tar hensyn til både varighet, hyppighet og mengde av forurensede utslipp. Biotisk ligandmodell ble kjørt i WQC-funksjonen med de målte verdiene fra tunnelvaskevannet. Akutt grenseverdi CMC (Criterion Maximum Concentration) er den høyeste verdien som organismene i vannet kan utsettes for over én time, uten at det resulterer i uakseptabel toksisitet (Voie 2008). Kronisk grenseverdi CCC (Criterion Continuous Concentration) er den høyeste gjennomsnittlige konsentrasjonen som organismene kan utsettes for over fire dager uten at det gir uakseptabel toksisitet (Voie 2008). Hverken CMC eller CCC kan overskrides mer enn én gang i løpet av tre år (US Environmental Protection Agency 2012). Ved å sammenligne grenseverdiene for tunnelvask i Tabell 7 med de akutte Cu LC_{50} -verdiene (Fig. 21a og 21b), ser vi at både CCC og CMC er lavere enn LC_{50} -verdiene for regnbueørret og *Ceriodaphnia dubia*. Unntaket er LC_{50} predikert for *Ceriodaphnia dubia* ved utløp: her er LC_{50} -verdiene lavere enn de kroniske verdiene.

Tabell 7. Akutt og kronisk grenseverdi for toksisitet av kobber (Cu) i tunnelvaskevann, beregnet ved hjelp av WQC-funksjonen i BLM. Med «innløp» menes innløpskonsentrasjoner til Vassum rensebasseng under tunnelvask. Med «utløp» menes utløpskonsentrasjoner fra Vassum rensebasseng, altså metallkonsentrasjonene som faktisk renner ut i elva. Prøvetakingene kl 22.30 ble utført rett før tunnelvasken startet.

		Akutt verdi (CMC) µg løst Cu/L	Kronisk verdi (CCC) µg løst Cu/L	Acute toxic units µg løst Cu/L
Innløp	Kl 22.30	81	50	0,28
	Kl 23.00	1543	959	0,020
	Kl. 23.30	2184	1357	0,020
	Kl. 00.00	3339	2074	0,010
	Kl. 00.30	5443	3381	0,040
	Kl. 01.00	6930	4304	0,040
Utløp	Kl 22.30	105	65	0,21
	Kl 23.00	1014	630	0,030
	Kl. 23.30	1098	682	0,030
	Kl. 00.00	1598	992	0,020
	Kl. 00.30	3498	2173	0,060
	Kl. 01.00	4076	2532	0,080

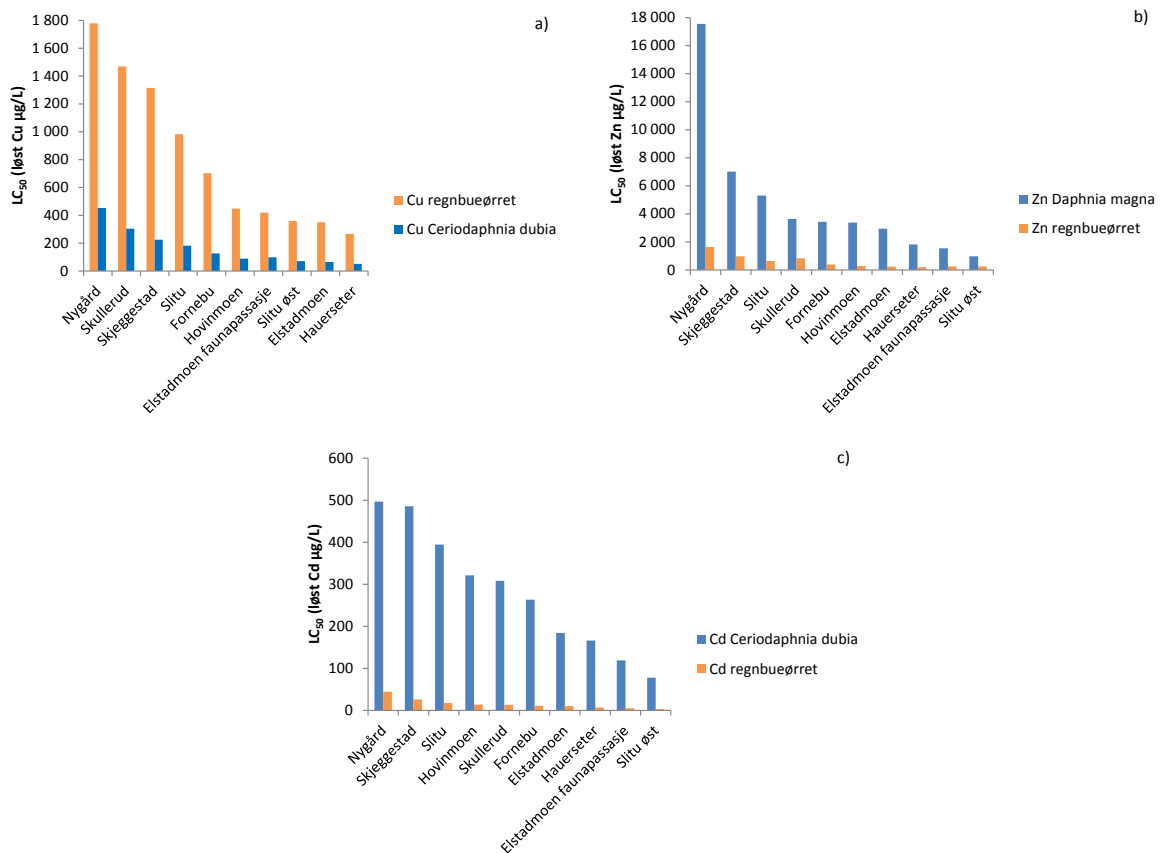
Risikoen for kronisk toksisitet av Cu for vannlevende organismer dersom metallkonsentrasjonene i tunnelvaskevannet tilføres resipienten, er vist i Fig 27. Det tas ikke hensyn til en eventuell fortynningseffekt i elva. De seks søylene til venstre i figuren (innløpskonsentrasjoner i rensebassenget) viser risikoen for organismene dersom man ikke renset tunnelvaskevannet. Risikoratioen var her over 1 ved flere tidspunkter (9,2 på det høyeste), noe som indikerer stor fare for uakseptabel giftvirkning. Etter noe oppholdstid i bassenget blir vannet renset. De seks søylene til høyre viser risikoen når dette utløpsvannet tilføres Årungselva. Her var risikoratioen betydelig lavere, noe som tilsier at rensebassenget fyller en viktig funksjon i å beskytte livet i elva.



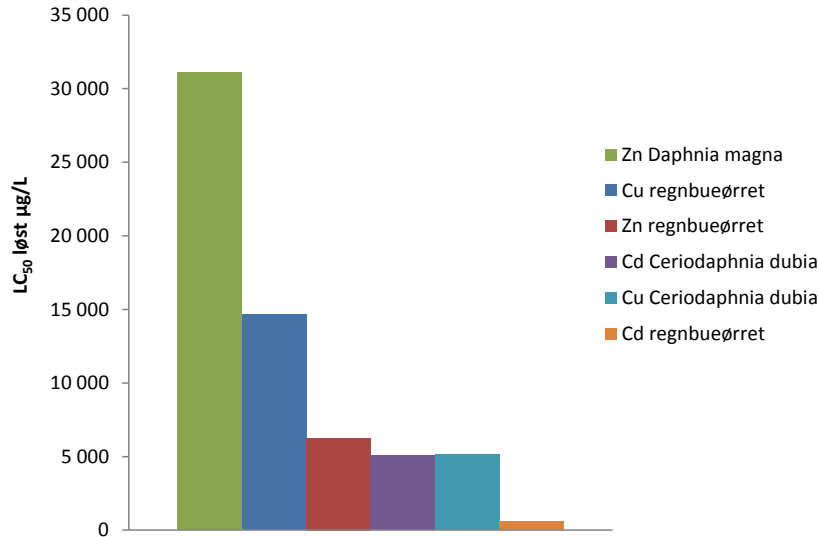
Figur 27. Relativ risiko for kronisk toksisitet av kobber (Cu) for økosystemet i Årungselva (risikoen for at mer enn 50 % av de 5 % mest sensitive artene dør). Risikoratioen er regnet ut ved å dele metallkonsentrasjoner fra ulike tidspunkt under tunnelvasken på kronisk grenseverdi CCC for Årungselva (CCC=33 µg/L løst Cu). Verdier over 1 (rød linje) betyr høy risiko for uakseptabel kronisk toksisitet av Cu. Verdier under 1 tilsier lav risiko. Verdiene for innløp kl. 00.30 og 01.00 går opp til henholdsvis 6,5 og 9,2, men y-aksen er kuttet ved 2 for en bedre framstilling av de andre verdiene. Innløp og utløp kl. 22.30 var målinger før tunnelvasken hadde begynt.

3.2.2 Rensebasseng

Kobber LC_{50} -verdiene var forholdsvis høye for de fleste rensebassengene, og særlig høy for Nygård, Skullerud og Skjeggestad med verdier på over 1000 $\mu\text{g Cu/L}$ (Fig. 28). LC_{50} -verdiene for Zn var enda høyere, og nærmet seg 18 000 $\mu\text{g Zn/L}$ på det høyeste i Nygård rensebasseng. Også Cd hadde relativt høye LC_{50} -verdier, selv om disse var noe lavere enn for de andre metallene. De høyeste LC_{50} -verdiene for alle metaller og organismer ble predikert i Vassum rensebasseng, og Zn modellert for *Daphnia magna* hadde høyest LC_{50} -verdi av dem alle (Fig. 29).

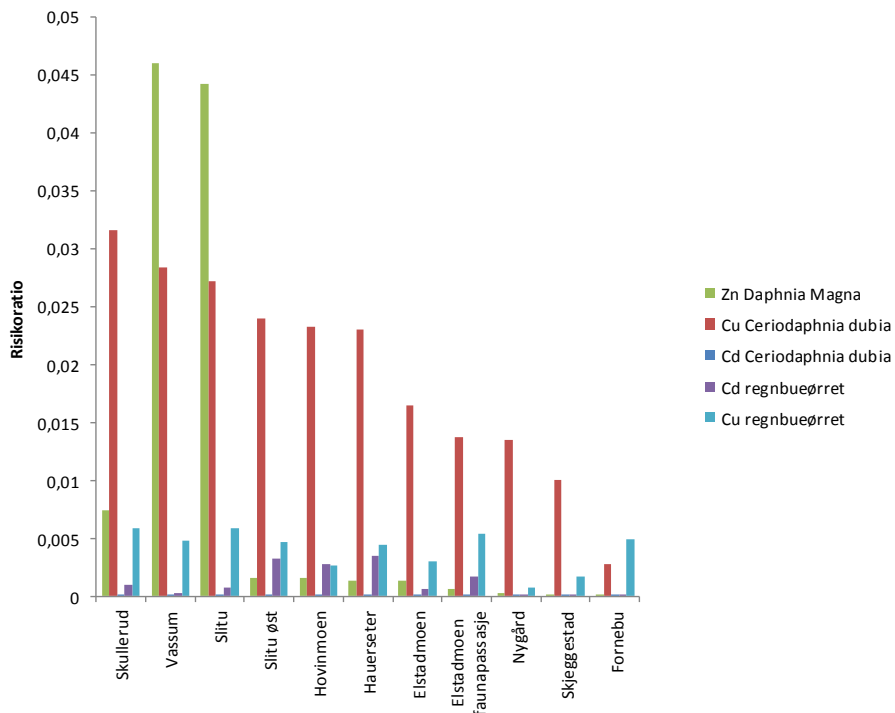


Figur 28. Predikerte LC_{50} -verdier av kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd) for vannlopper (*Daphnia magna* og *Ceriodaphnia dubia*) og regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) i alle rensebasseng, unntatt Vassum.

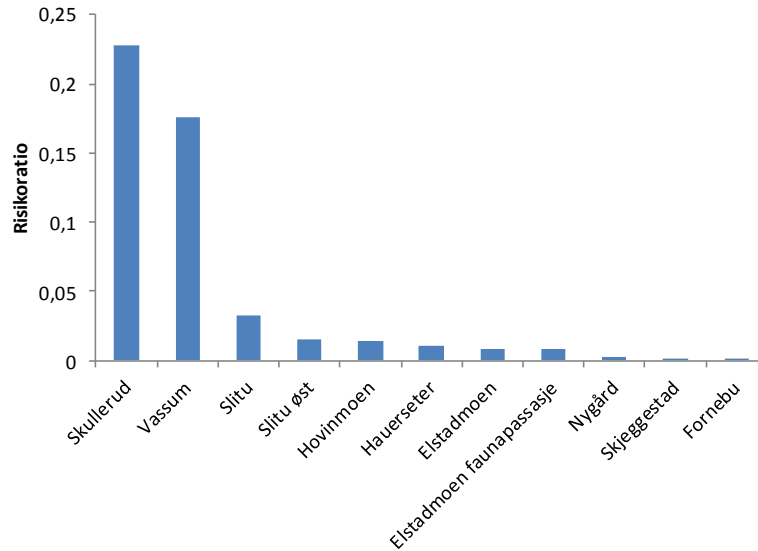


Figur 29. Predikerte LC₅₀-verdier av kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd) for vannlopper (*Daphnia magna* og *Ceriodaphnia dubia*) og regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) i Vassum rensebasseng.

I likhet med tunnelvaskevannet var risikorasjonen i rensebassengene veldig lav. Den var langt under 1 for alle metaller i alle basseng, og helt nede i under 0,001 på det laveste (Fig. 30). Risikorasjonen for Zn for regnbueørret i Vassum og Skullerud rensebasseng var den eneste som kan sies å være litt høy, men den var fortsatt godt under 1 (Fig. 31).



Figur 30. Beregnet risikorasjon av ulike metaller for vannlopper (*Daphnia magna* og *Ceriodaphnia dubia*) og regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) i alle rensebasseng. Verdier under 1 betyr lav risiko, mens verdier på 1 eller høyere betyr høy risiko for at halvparten av populasjonen av en art dør.



Figur 31. Beregnet risikoratio av sink (Zn) for regnbueørret (*Onchorhynchus mykiss*) i alle rensebasseng.

Kroniske og akutte tålegrenser for rensebasseng ble også predikert med WQC-funksjonen i BLM (Tabell 8). I likhet med tunnelvaskresultatene var den kroniske grenseverdien for Cu-toksisitet (CCC) lavere enn de akutte Cu LC₅₀-verdiene (Fig. 28 og 29). Acute toxic units var betydelig lavere enn 1, noe som betyr at risikoen for uakseptabel akutt skade på økosystemet som følge av metallforurensning var lav (acute toxic units regnes ut som forholdstallet mellom Cu-konsentrasjonen i rensebassenget, og akutt grenseverdi CMC).

Tabell 8. Akutt og kronisk grenseverdi for kobbertoksisitet på vannlevende organismer i ulike rensebasseng, beregnet ved hjelp av Water Quality Criteria-funksjonen (WQC) i biotisk ligandmodell (BLM).

Rensebasseng	Akutt verdi (CMC) µg løst Cu/L	Kronisk verdi (CCC) µg løst Cu/L	Acute toxic units µg løst Cu/L
Skullerud	96	60	0,090
Vassum	2130	1323	0,030
Slitu	59	37	0,10
Slitu øst	22	14	0,080
Hovinmoen	30	19	0,040
Hauerseeter	16	10	0,070
Elstadmoen	25	15	0,040
Elstadmoen faunapassasje	32	20	0,070
Nygård	182	113	0,010
Skjeggestad	76	47	0,030
Fornebu	40	25	0,090

4 Diskusjon

4.1 Vannkvalitet

4.1.1 Tunnelvask

pH økte med en hel enhet fra første til siste prøvetaking under tunnelvasken, og var på 9,6 på sitt høyeste. Dette er å regne som basisk vann, og mest sannsynlig forårsaket av de store mengdene såpe som ble brukt. Noe kan antagelig også tilskrives betongstøv i vaskevannet, da betong er et basisk materiale. Høy pH kan bidra til å beskytte vannlevende organismer mot metalltoksisitet, siden det er gunstig for metallenes evne til å binde seg til partikler. De blir da mindre biotilgjengelige.

Den økende konduktiviteten skyldes antagelig vegsalt etter vinterens salting, samt andre ioner fra såpe, vegdekke, bilslitasje og lignende, som vaskes ut med tunnelvaskevannet. Økt ionestyrke beskytter i likhet med høy pH mot giftigheten av metaller. Dette skyldes at ioner som Ca og Na konkurrerer med metallene om bindingsplasser på gjellemembraner, og Cl danner komplekser med metaller slik at de blir mindre biotilgjengelige.

Konsentrasjonene av Cu og Zn (både løst og total konsentrasjon) øker sterkt underveis i tunnelvasken. Konsentrasjonene er såpass høye og øker såpass raskt at det er naturlig å anta at de kan ha negativ effekt på biota. På den andre siden kan de overnevnte beskyttende faktorene dempe giftvirkningen. Nettoeffekten er forsøkt beregnet med BLM (se avsnitt 4.2.1 Tunnelvask).

4.1.2 Rensebasseng

Vannkvaliteten i rensbasseng skiller seg fra naturlige vannforekomster ved at de ofte har høyere verdier av Na og Cl som følge av vegsalting. Dette var også tilfellet i bassengene i denne undersøkelsen. De hadde dessuten jevnt over høy pH og høyere Ca-konsentrasjoner enn det som er vanlig i norske vann.

Forurensningsgraden i et rensbasseng vil i stor grad avhenge av ÅDT, nedbørsepisoder, areal av vei som bassenget mottar avrenning fra, og om bassenget mottar tunnelvaskevann eller ikke. I denne undersøkelsen var det Vassum og Skullerud rensbasseng som hadde høyest ÅDT. Analyseresultatene viste at vannkvaliteten i Vassum kunne klassifiseres som svært dårlig på grunn av høye verdier av Cu og Zn, etter Klif sine tilstandsklasser for miljøkvalitet i ferskvann (Klima- og forurensningsdirektoratet 2012). Vannkvaliteten i Skullerud ble

klassifisert som dårlig på grunn av høye Zn-konsentrasjoner. Høy ÅDT kan forklare noe av den høye forurensningsgraden, da stor trafikk gjerne bidrar til mer forurensning. I tillegg mottar Skullerud rensebasseng avrenning fra et stort vegareal, og Vassum rensebasseng mottar vaskevann fra tre tunneler i tillegg til avrenningsvann fra veg i dagen. Den høye forurensningsgraden i Vassum kan antagelig først og fremst forklares med at den mottar tunnelvaskevann. Vannkvaliteten i alle bassengene på strekningen E6 mot Eidsvoll (Hovinmoen, Hauer seter, Elstadmoen og Elstadmoen faunapassasje) ble klassifisert som god. Dette kan skyldes at de har en moderat ÅDT. Det var dessuten mye nedbør i området ved Gardermoen dagene før prøvetaking, noe som kan føre til at regnvannet kan ha tynnet ut konsentrasjonene av metaller. Slitu øst skiller seg ut ved at vannkvaliteten her ble klassifisert som svært dårlig på grunn av høye Zn-verdier, samtidig som den, sammen med Slitu, har lavest ÅDT av alle bassengene i undersøkelsen. Årsdøgnetrafikken kan altså ikke forklare den høye forurensningsgraden her. Det var relativt mye nedbør i området rundt Slitu øst i dagene før prøvetaking. Det er usikkert hvordan dette påvirket forurensningskonsentrasjonene i bassengene. Store nedbørsmengder vil ofte virke fortynnende, men i forbindelse med første regnskyll etter en lang periode med tørrvær vil nedbør også kunne øke konsentrasjonene. Da vil forurensning som har akkumulert på veibanen bli skylt ut i høye konsentrasjoner i rensebassengene over et kort tidsrom. Den første delen av nedbørsepisoden vil som oftest skylle med seg de høyeste konsentrasjonene slik at vannet som renner av senere vil inneholde lavere konsentrasjoner fordi veien er blitt «vasket» (Barbosa & Hvitved-Jacobsen 1999). Dette fenomenet kalles «first flush», og kan muligens forklare de relativt høye metallkonsentrasjonene i Slitu øst rensebasseng.

Alle dammene hadde temperaturer i intervallet 13 – 20 grader, med unntak av Skjeggestad som bare målte 11 grader. Dette til tross for at bassenget ligger svært soleksponert og er nokså grunt. Det er derfor mistanke om at dammen tar inn grunnvann. Det var dessuten nokså lite vann i bassenget (vannet rant nesten ikke over terskelen), noe som gir grunn til å tro at den ikke tar imot særlig mye vegavrenning. Det er altså mulig at denne ikke er representativ som rensebasseng.

4.2 Prediksjon av metalltoksisitet og beregning av risikoratio

4.2.1 Tunnelvask

Biotisk ligandmodell predikerte svært høye LC₅₀-verdier for både Cu, Zn og Cd i tunnelvaskevannet sammenlignet med undersøkelser av naturlige nordiske vannforekomster (Cousins et al. 2009; Kristensen et al. 2012). Kristensen et al. (2012) predikerte for eksempel LC₅₀-verdier for kobber i Langvatnet på rundt 75 µg/L for regnbueørret. Til sammenligning varierte LC₅₀ under tunnelvasken fra 1 300 til 60 600 µg Cu/L ved innløp. Det er vanskelig å vite om LC₅₀-verdiene er realistiske. Tunnelvaskevannet inneholdt ekstreme Na, Cl og DOC-verdier, som for det meste lå høyere enn grenseverdiene for hva BLM er utviklet og validert

for. Dette kan føre til at modellen overestimerer LC_{50} . Kompleksdannelse med løst organisk materiale er den viktigste faktoren når BLM beregner LC_{50} (Di Toro et al. 2001). Ifølge Di Toro et al. (2001) vil LC_{50} øke mer eller mindre lineært med økende DOC-konsentrasjon, hvis pH og Ca-konsentrasjoner holdes konstant. Vannet som brukes ved tunnelvask er springvann, og inneholder svært lite DOC. Det organiske materialet i tunnelvaskevannet må derfor i stor grad være såpe, og ikke DOC av naturlig opprinnelse. Noe av det organiske materialet kan også stamme fra slitasje av bildekk. Andre studier av tunnelvaskevann der såpeinnholdet var mindre viste at vannet da inneholdt betydeligere lavere DOC-verdier. For eksempel målte Meland et al. (2010b) DOC-konsentrasjoner på 7,7 mg/L i gjennomsnitt under vask av Nordbytunnelen i 2008, mens i denne undersøkelsen var gjennomsnittsverdiene 92 mg/L ved innløpet til Vassum rensbasseng. Vanligvis antar man at om lag 50 % av DOC av naturlig opprinnelse består av humussyre, fulvus og humin (VanLoon & Duffy 2011). Disse har svært god evne til å binde for eksempel Cu. Såpe inneholder ikke disse stoffene, og har ikke nødvendigvis samme evne til å danne komplekser med metaller som naturlig DOC. Det er derfor usikkert hvordan såpen påvirker specieringen og biotilgjengeligheten av metallene. Det er grunn til å anta at BLM tilskrev det organiske materialet i tunnelvaskevannet større beskyttende effekt enn det i virkeligheten hadde.

Siden LC_{50} -verdiene ble så ekstreme var det ønskelig å kjøre modellen med en lavere DOC-konsentrasjon for å se om dette ga stort utslag. Disse DOC-verdiene ble hentet fra resultatene fra målinger gjort under tunnelvask i Nordbytunnelen i 2008 (Meland et al. 2010b). LC_{50} ble betydelig redusert i alle bassengene, noe som viser at DOC er en avgjørende faktor for prediksjon av LC_{50} . Disse prediksjonene er kanskje nærmere de reelle LC_{50} -verdiene.

Biotisk ligandmodell anser kun frie metallioner som toksiske specier. Disse konkurrerer med andre kationer om bindingsplasser på den biotiske liganden (for eksempel en gjelle). Høy konsentrasjon av ioner kan forhindre at metaller binder seg på gjeller, og slik redusere giftigheten av metaller (Di Toro et al. 2001). Siden tunnelvaskevannet inneholdt høye verdier av Ca, Na, Cl og Mg er det logisk at BLM predikerte høye LC_{50} -verdier.

Resultatene fra BLM antydte at giftigheten av metallene var lavere ved innløp enn ved utløp, og at giftigheten sank etter hvert som vasken pågikk. Den lave predikerte giftigheten sto i kontrast til observasjoner ved dammen noen dager etter tunnelvasken. Da var nesten alt liv borte i rensbassenget, og over 400 døde rumpetroll ble talt. Det er derfor grunn til å spørre seg om modellen overpredikerer LC_{50} . Samtidig kan det hende at de predikerte LC_{50} -verdiene stemmer, men at rumpetrollene døde av noe annet enn metaller, som for eksempel såpe eller oksygenmangel. I den sammenheng er det et problem at oksygeninnhold ikke ble målt under tunnelvasken. De svært høye Cl-konsentrasjonene i tunnelvaskevannet kan også ha vært en medvirkende årsak til at rumpetrollene i dammen døde. Snodgrass et al. (2008) fant at 1599 mg/L Cl utgjorde LC_{50} (over 96 timer) for rumpetroll av den amerikanske froskearten *Rana sylvatica*, og 625 mg/L Cl ga kroniske ikke-dødelige effekter. Til sammenligning var innløpskonsentrasjonene av Cl til Vassum rensbasseng på 2370 mg/L på det høyeste, noe som kan ha hatt skadelig effekt.

Det er en svakhet ved BLM at den kun er en modell for metalltoksisitet. Den beregner kun hvordan vannkjemien påvirker metallenes speciering, og tar ikke i betraktning hvordan vannkjemien påvirker organismenes fysiologi. Modellen tar heller ikke cocktaileffekten av ulike kjemiske forbindelser som såpe, metaller og PAH med i betraktningen. Den svært raske endringen i vannkvalitet som oppstår under en tunnelvask, vil dessuten kunne gjøre stor skade fordi organismene ikke rekker å tilpasse seg de nye forholdene. Observasjonene av døde organismer i dammen er bevis på at vannet var giftig, selv om risikoratioene for metaller i tunnelvaskevannet tilsa at det ikke var det.

Selv om det er interessant å vite noe om risikoen som organismene lever under i et rensbasseng, er det organismene i resipienten man er mest opptatt av å beskytte. Sjøørretbestanden i Årungselva er et eksempel på en populasjon som er viktig å beskytte. Man får et mer realistisk bilde av risikoen som sjøørreten i Årungselva lever under, dersom man beregner risikoratio ved hjelp av LC_{50} -verdier som er predikert ut fra resipientens egne vannkvalitetsparametere framfor parametere i tunnelvaskevannet. Risikoratioen for akutt Cu-toksisitet blir da betydelig høyere. Dette skyldes at resipienten har lavere konsentrasjoner av beskyttende ioner og DOC enn man ofte finner i tunnelvaskevann og vegavrenning. Derfor vil giftvirkningen av metaller være sterkere i den naturlige vannforekomsten. Dette er et viktig punkt å merke seg, da Statens vegvesen renser vegavrenning nettopp for å beskytte livet i resipienten. Metallkonsentrasjonene vil riktignok mest sannsynlig tynges noe ut når det kommer ut i Årungselva, men risikoratioene beregnet med resipientens egne LC_{50} -verdier ligger nok likevel nærmere den reelle risikoen. Meland et al. (2010a) viste at sjøørret som ble fanget i Årungselva nedstrøms for Vassum rensbasseng var 21 % kortere enn sjøørretene oppstrøms for bassenget. Det ble foreslått at denne reduksjonen i størrelse skyldtes stress som følge av at fisken var eksponert for forurensing.

Både CCC- og CMC-verdiene (som predikerer akutt og kronisk Cu-toksisitet for organismene i et økosystem) var stort sett lavere enn Cu LC_{50} -verdiene for regnbueørret og *Ceriodaphnia dubia*. Det er naturlig at CCC og CMC er lavere enn LC_{50} , da disse er mye strengere grenseverdier. Både CCC og CMC predikeres av BLM på bakgrunn av toksisitetstester som er utført på en rekke organismer. Man har funnet Cu LC_{50} for de mest sensitive artene (femprosentilet) og denne verdien er deretter delt på to. Man antar at dette er grenseverdien som forårsaker mindre enn 50 % dødelighet hos de 5 % mest sensitive artene. Det er også logisk at den kroniske verdien CCC er lavere enn både den akutte verdien CMC og LC_{50} . Organismene tåler mindre når de må leve med forurensningen over lang tid, enn når det er snakk om en kortvarig eksponering.

Risikoratioen for kronisk toksisitet var under 1 for alle utløpskonsentrasjoner fra rensbassenget, men ved to tidspunkter lå de rundt 0,5. Dette kan sies å være relativt høyt. Dataene i denne undersøkelsen var basert på kun én tunnelvask og det kan tenkes at risikoratioen kunne nærmet seg 1, eller oversteget dette, dersom forholdene hadde vært annerledes (for eksempel lavere pH, ionestyrke og DOC-nivåer i resipienten, eller mer forurenset tunnelvaskevann). Acute toxic units regnes ut som forholdstallet mellom Cu-konsentrasjonen i vannprøven (her: tunnelvaskevannet) og CMC. Verdier høyere enn 1

indikerer at CMC er overskredet og at det er fare for uakseptabel skade. Under hele tunnelvasken lå verdiene godt under 1. Det var med andre ord ingen stor fare for hverken akutt eller kronisk toksisitet som følge av metalleksponering, ifølge BLM.

Tunnelvaskevann har som oftest høyere konsentrasjoner av forurensning enn avrenningsvann fra veg i dagen, og er dermed mer risikofyllt. Resultatene viser at BLM egner seg godt for å vurdere risikoen av metaller til resipienten, i vårt tilfelle Årungselva. Vassum rensebasseng kunne antagelig vært bedre til å rense vaskevannet. Det brukes ofte mye vann under tunnelvask, og kummen som fører vaskevannet til rensebassenget kan bli overfylt. Vannet vil da gå i overløp rett til resipient, og urensset tunnelvaskevann havner i elva uten å ta turen innom rensebassenget. Dette skjedde under tunnelvasken i denne undersøkelsen og kan ha hatt skadelige følger for organismene i resipienten. Rensing av tunnelvaskevann er derfor viktig å prioritere om man skal beskytte økosystemer i vann langs veg.

4.2.2 Rensebasseng

Variasjoner i pH, temperatur, kalsiuminnhold og DOC førte til store variasjoner i predikerte LC₅₀-verdier mellom rensebassengene. Som for tunnelvaskevannet kan det være en feilkilde at mange av vannkvalitetsparameterne i rensebassengene var høyere enn modellen er utviklet for. Spesielt i Skullerud, Vassum, Slitu, Nygård, Skjeggestad og Fornebu rensebasseng ble det predikert relativt høye Cu LC₅₀ for regnbueørret, sammenlignet med den naturlige innsjøen Langvatnet som ble undersøkt av NIVA (Kristensen et al. 2012). Høy pH kan kanskje forklare noe av de høye LC₅₀-verdiene for noen dammer, da alle dammene har pH over 7 (Fornebu er lavest med pH 7,2). Biotisk ligandmodell predikerer at giftigheten av Cu synker med økende pH, på grunn av effekten pH har på spesiering og kompleksdannelse. Ved høyere pH vil DOC få økt evne til å danne komplekser med Cu og metallet blir mindre biotilgjengelig (Di Toro et al. 2001).

Med unntak av Slitu øst og Elstadmoen faunapassasje ble det målt nokså høye verdier av Ca i alle rensebassengene. Dette kan bidra til å forklare noe av de høye LC₅₀-verdiene på grunn av den beskyttende effekten av Ca (Di Toro et al. 2001). Nygård og Skjeggestad skiller seg ut ved at det ble predikert svært høye LC₅₀-verdier for Zn. Grunnen til at Skjeggestad lå særlig høyt er muligens den høye konsentrasjonen av Ca, som var høyeste målte konsentrasjon av alle bassengene i denne undersøkelsen. Høye nivåer av Ca ble også målt i Nygård rensebasseng, men her spiller antagelig den høye pH'en også inn. Kalsium har en sterk beskyttende effekt mot toksisiteten av Zn, og er en avgjørende parameter i BLM for prediksjon av Zn LC₅₀ (Santore et al. 2002). Santore et al. (2002) påpeker også at Zn ikke er så toksisk for fisk som for eksempel Cu. Høye Zn LC₅₀-verdier er derfor å forvente.

Løst organisk karbon er en avgjørende faktor for prediksjon av LC₅₀ for alle metaller (Di Toro et al. 2001), og kanskje den viktigste for å forklare forskjellene mellom rensebassengene. De fire bassengene på strekningen E6 mot Eidsvoll (Hovinmoen, Hauerseter, Elstadmoen og

Elstadmoen faunapassasje) hadde de laveste DOC-nivåene. De laveste LC₅₀-verdiene for alle metallene ble også predikert for disse bassengene.

Vassum er et spesielt tilfelle fordi den mottar tunnelvaskevann og det hadde nylig vært en tunnelvask da prøvene ble tatt. Derfor er det mange av de samme mekanismene som slår inn i prediksjonen av LC₅₀-verdiene som nevnt i underkapittel 4.2.1 Tunnelvask. Bassenget hadde de høyeste predikerte LC₅₀-verdiene av alle bassengene, for alle metaller. Dette skyldes antagelig de svært høye DOC-nivåene i såpen, samt høy ionestyrke (blant annet NaCl).

De laveste verdiene av Ca, Na og Cl ble målt i Slitu øst rensbasseng. Dette bassenget hadde dessuten svært lav DOC-konsentrasjon og lave predikerte LC₅₀-verdier. Vannkvaliteten i bassenget ble klassifisert som svært dårlig etter Klif sine tilstandsklasser for miljøkvalitet på grunn av høye Zn-konsentrasjoner. Her var det altså samsvar mellom Klif sine tilstandsklasser og BLM. Det er imidlertid grunn til å mistenke at Slitu øst ikke mottar vegavrenning, eller at den ikke fungerer som den skal. Dette kommer særlig av de lave Na- og Cl-verdiene som vanligvis er mye høyere i rensbasseng. I Slitu rensbasseng, som kun ligger 400 meter unna, ble det målt fjorten ganger så høye konsentrasjoner av Na og Cl som i Slitu øst. Det er mulig at Slitu øst mottar annen avrenning vegvann, for eksempel avrenning fra jordbruk. De høye Cu- og Zn-konsentrasjonene er likevel vanskelig å forklare.

Vannkvaliteten i Vassum ble klassifisert som svært dårlig etter Klif sine tilstandsklasser på grunn av høye konsentrasjoner av Cu og Zn. Dette står i kontrast til de høye LC₅₀-verdiene som tilsier at vannet er lite giftig for vannlevende organismer. I Skullerud rensbasseng ble vannkvaliteten klassifisert som dårlig, men her har det vært observert rumpetroll om våren i flere år og det lever også ørekyt her. Dette kan tyde på at vannet ikke er spesielt toksisk, og at de høye LC₅₀-verdiene predikert av BLM er pålitelige. Dette gjelder også Nygård rensbasseng. Nygård hadde de høyeste predikerte LC₅₀-verdiene av alle bassengene, og her ble det blant annet observert salamander. I bassengene på strekningen E6 mot Eidsvoll var LC₅₀-verdiene en del lavere, men fortsatt betydelig høyere enn de som for eksempel ble predikert i Langvatnet (Kristensen et al. 2012). Det betyr at også her er tålegrensene nokså høye, noe som underbygges av at det ble observert rumpetroll i bassenget ved Elstadmoen faunapassasje.

Biotisk ligandmodell predikerte antagelig nokså realistiske LC₅₀-verdier for rensbasseng. Verdiene var riktignok svært høye, men så er også 50 % dødelighet hos en populasjon et dramatisk endepunkt som sannsynligvis krever høye konsentrasjoner av giftige metallspecier. Samtidig kan det hende at BLM underestimerte giftigheten noe når parametere som pH og DOC overskrider grenseverdiene som modellen er kalibrert for. Dette kan gi et galt bilde av risikoen.

Akutt LC₅₀-verdi beregnet etter WQC-funksjonen gir muligens et mer realistisk bilde av tålegrensene, da disse LC₅₀-verdiene var betydelig lavere. Det samme gjelder modellens prediksjoner av grenseverdier for kronisk Cu-toksisitet. Disse var relativt lave sammenlignet med LC₅₀-verdiene og lå nærmere nivåene av Cu-konsentrasjoner som ble målt i bassengene. Langvarig eksponering for forurensing vil antagelig gi en mer negativ effekt på livet til organismene i dammer, enn når de blir utsatt for en akutt forurensing.

5 Konklusjon

- Biotisk ligandmodell viste at det var lav risiko for skade på vannlevende organismer som følge av metallforurensning i tunnelvaskevann og rensebasseng. Dette skyldtes antagelig den beskyttende effekten av høy ionekonsentrasjon, relativt høy pH og høye DOC-konsentrasjoner, som er vanlig i avrenningsvann fra veg.
- Det er mulig at BLM underestimerte risikoen noe, da mange av vannkvalitetsparameterne i denne undersøkelsen var høyere enn det modellen er utviklet og kalibrert for. Det er også en svakhet at modellen kun tester giftigheten av metaller. De døde rumpetrollene i Vassum rensebasseng etter tunnelvasken viste at vannet hadde en giftvirkning (for eksempel som følge av såpe) som BLM ikke klarte å predikere.
- Biotisk ligandmodell viste at det var relativt høy risiko for akutt sink-toksisitet for sjøørret i resipienten under tunnelvask, og relativt høy risiko for at grenseverdien for kronisk kobber-toksisitet i økosystemet (CCC) kunne bli overskredet.
- Det vil være nyttig å bruke BLM framover til å predikere hvor mye den enkelte resipient tåler av forurensning fra rensebasseng og tunnelvaskevann.

6 Referanser

- Barbosa, A. E. & Hvitved-Jacobsen, T. (1999). Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *Science of the Total Environment*, 235 (1-3): 151-159.
- Cousins, A. P., Jönsson, A. & Iverfeldt, Å. (2009). Testing the biotic ligand model for Swedish surface water conditions - a pilot study to investigate the applicability of BLM in Sweden. Stockholm: Swedish Environmental Research Institute 57 s.
- Di Toro, D. M., Allen, H. E., Bergman, H. L., Meyer, J. S., Paquin, P. R. & Santore, R. C. (2001). Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 1. Technical Basis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (10): 2383-2396.
- HydroQual Inc. (2013). *Biotic Ligand Model*. Tilgjengelig fra: http://www.hydroqual.com/wr_blm.html (lest 31. mai).
- HydroQual Inc. (2007). Biotic ligand model Windows Interface, Version 2.2.3: User's guide and reference manual. Mahwah, New Jersey: HydroQual 43 s.
- Klima- og forurensningsdirektoratet. (2012). Utkast til Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. Oslo: Klima- og forurensningsdirektoratet. 103 s.
- Kristensen, T., Holen, S. N., Garmo, Ø., Kvassnes, A. S. & Iversen, E. (2012). Utredning av forhold knyttet til gruveavrenning fra Sulitjelma-feltene: Tålegrenser for ferskvannsfisk, effekter på marint miljø, samt bruksmønster og holdninger til området hos lokalbefolkningen.: NIVA. 98 s.
- Meland, S. (2010). *Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff*. Doktorgradsavhandling. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap. 161 s.
- Meland, S., Borgstrøm, R., Heier, L. S., Rosseland, B. O., Lindholm, O. & Salbu, B. (2010a). Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Science of the Total Environment*, 408 (19): 4107-4117.
- Meland, S., Heier, L. S., Salbu, B., Tollefsen, K. E., Farmen, E. & Rosseland, B. O. (2010b). Exposure of brown trout (*Salmo trutta* L.) to tunnel wash water runoff — Chemical characterisation and biological impact. *Science of the Total Environment*, 408 (13): 2646-2656.
- Miljøverndepartementet. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen (vannforskriften)*: Lovdata.no.
- Niyogi, S. & Wood, C. M. (2004). Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. *Environmental Science & Technology*, 38 (23): 6177-6192.
- Roseth, R. & Meland, S. (2006). Forurensning fra sterkt trafikkerte vegtunneler Ås: Bioforsk jord og miljø.
- Santore, R. C., Mathew, R., Paquin, P. R. & Di Toro, D. M. (2002). Application of the biotic ligand model to predicting zinc toxicity to rainbow trout, fathead minnow and *Daphnia magna* *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 133 (1 - 2): 271-285.
- Snilsberg, P., Roseth, R. & Amundsen, C. E. (2002). Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning : undersøkelse av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg på ny E6 Korsegården-Vassum i Ås kommune i 2000 og 2001. Ås: Jordforsk. 53 s.

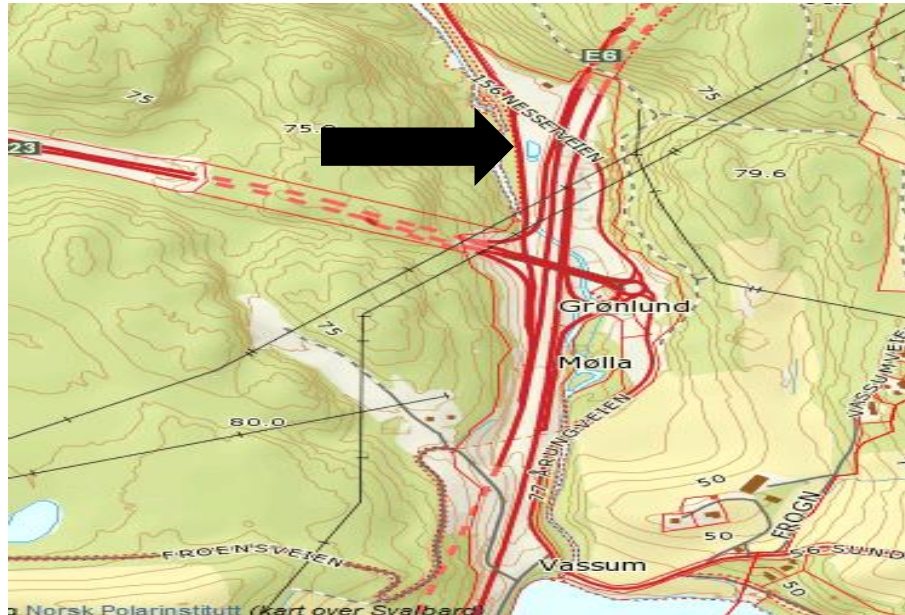
- Snodgrass, J. W., Casey, R. E., Joseph, D. & Simon, J. A. (2008). Microcosm investigations of stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: Variation in sensitivity among species. *Environmental Pollution*, 154 (2): 291-297.
- Statens vegvesen. (2012). Håndbok 111: Standard for drift og vedlikehold av riksveger. Oslo: Statens vegvesen, Vegdirektoratet 154 s.
- Thygesen, H. (2013). *Biodiversity in wet sedimentation ponds constructed for road runoff*. Masteroppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante- og miljøvitenskap. 90 s.
- US Environmental Protection Agency. (2012). *Deriving the CCC: Calculation of the FCV*: US Environmental Protection Agency. Tilgjengelig fra: http://water.epa.gov/learn/training/standardsacademy/aquatic_page15.cfm (lest 5. desember).
- VanLoon, G. W. & Duffy, S. J. (2011). *Environmental chemistry: a global perspective*. Oxford: Oxford University Press. 545 s.
- Voie, Ø. A. (2008). Effekter av eksplosiver på vannlevende organismer, 978-82-464-1362-4. Kjeller: Forsvarets forskningsinstitutt (FFI). 57 s.
- Åstebøl, S. O. (2005). Overvåking av rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003-2004. Oslo: Utbyggingavdelingen, Vegdirektoratet. 29 s.
- Åstebøl, S. O., Hvitved-Jacobsen, T. & Kjølholt, J. (2011). NORWAT - Nordic Road Water: Veg og vannforurensning - En litteraturgjennomgang og identifisering av kunnskapshull. Oslo: Vegdirektoratet. 66 s.

7 Vedlegg

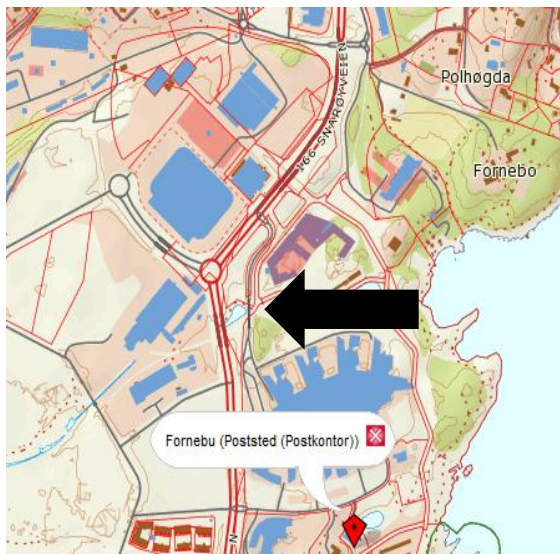
Vedlegg 1. Skullerud rensbasseng (<http://norgeskart.no>).



Vedlegg 2. Vassum rensbasseng (<http://norgeskart.no>).



Vedlegg 3. Fornebu rensbasseng (http://norgeskart.no).



Vedlegg 4. Hovinmoen rensbasseng (http://norgeskart.no).



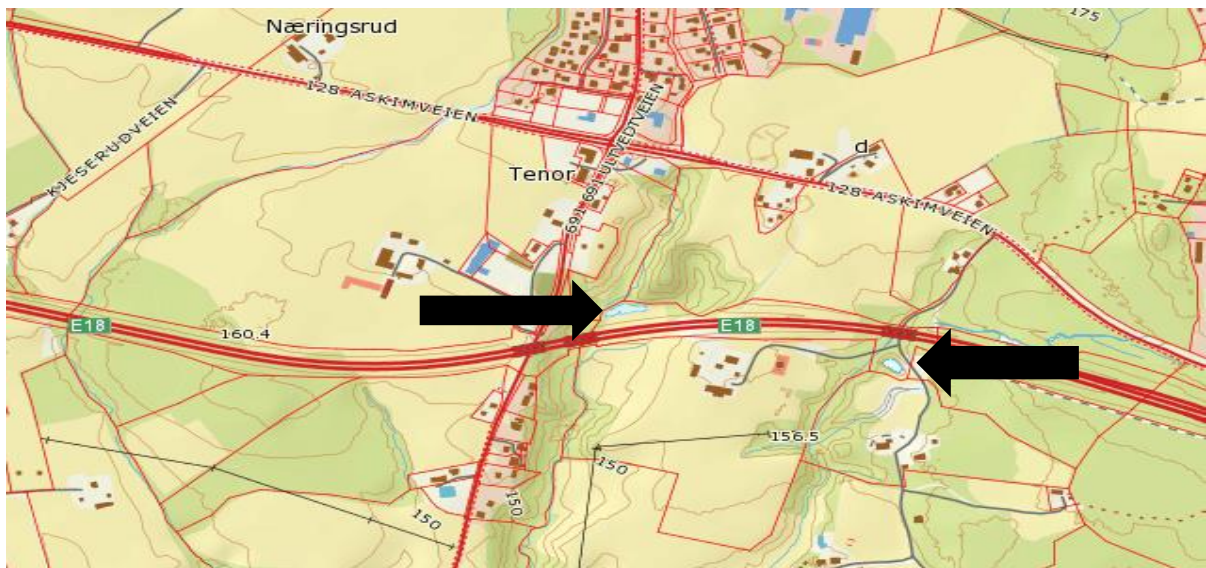
Vedlegg 5. Hauer seter rene basseng (http://norgeskart.no).



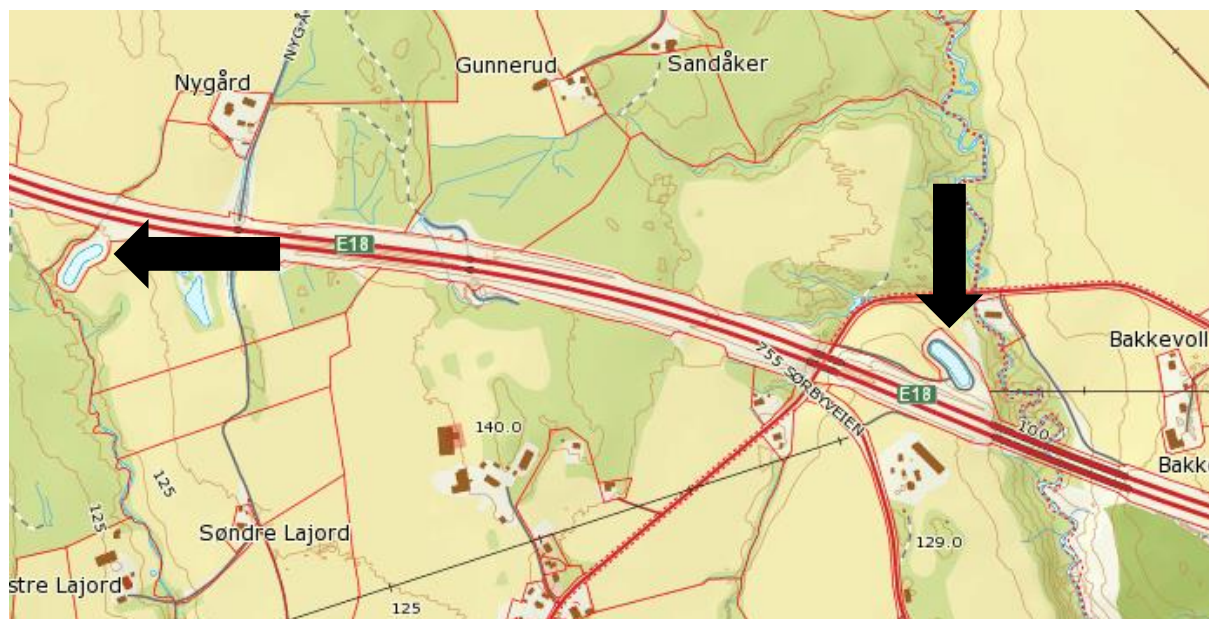
Vedlegg 6. Øverste pil: Elstadmoen faunapassasje. Nederste pil: Elstadmoen rene basseng (http://norgeskart.no).



Vedlegg 7. Pil til venstre: Slitu renebasseng. Pil til høyre: Slitu øst renebasseng (<http://norgeskart.no>).



Vedlegg 8. Pil til venstre: Nygård renebasseng. Pil til høyre: Skjeggstad renebasseng (<http://norgeskart.no>).



Vedlegg 9. Diverse vannparametere målt i rensebasseng og Årungselva, juni 2012.

Rensebasseng	Oksygeninnhold mg/L	Konduktivitet ms/cm	pH	Temperatur °C
Skullerud	8,4	0,37	7,3	14
Vassum	6,9	0,73	9,2	16
Slitu	9,6	0,91	7,6	13
Slitu øst	9,5	0,070	7,4	14
Hovinmoen	8,5	1,29	7,7	19
Hauer seter	8,5	0,67	7,5	18
Elstadmoen	9,9	0,75	8,8	18
Elstadmoen faunapassasje	8,8	0,34	7,7	19
Nygård	14	0,44	9,6	18
Skjeggestad	13	0,71	8,3	11
Fornebu	6,8	0,87	7,2	20
Årungselva	8,6	0,29	7,6	17

Vedlegg 10. Diverse vannparametere målt ved innløpet og utløpet til Vassum rensebasseng under tunnelvask i Nordbytunnelen på E6, juni 2012.

	pH	Temperatur °C	Konduktivitet ms/cm
Innløp	Kl. 22.30	8,2 10	8,8
	Kl. 23.00	9,0 15	5,1
	Kl. 23.30	9,6 14	7,5
	Kl. 00.00	9,1 14	5,9
	Kl. 00.30	9,4 14	5,2
	Kl. 01.00	9,2 14	6,4
Utløp	Kl. 22.30	7,8 13	3,1
	Kl. 23.00	8,4 13	3,1
	Kl. 23.30	8,3 14	3,1
	Kl. 00.00	8,0 14	3,2
	Kl. 00.30	8,4 15	3,3
	Kl. 01.00	8,2 15	3,3

Vedlegg 11. Konsentrasjoner av ulike forbindelser målt i rensedbasseng og Årungselva, juni 2012 (kjemisk analyse utført av ALS Laboratory Group).

Parameter	Enhet	1 Skullerud total	1 Skullerud løst	2 Vassum total	2 Vassum løst	3 Slitu total	3 Slitu løst	4 Slitu øst total	4 Slitu øst løst	5 Hovinmoen total	5 Hovinmoen løst	6 Hauerseter total	6 Hauerseter løst
DOC	mg/l	23		81		9,1		6,2		3,5		2,9	
Alkalinitet pH 4,5	mmol/l	0,97		2,7		2,3		0,18		0,84		0,6	
Alkalinitet pH 8,3	mmol/l	<0,15		<0,15		<0,15		<0,15		<0,15		<0,15	
Ca	mg/l	17	17	28	24	43	41	4,5	5,0	25	25	17	17
Fe	mg/l	0,52	0,029	7,7	0,078	4,8	0,065	2,7	0,051	0,12	0,015	0,027	0,0090
K	mg/l	1,9	1,8	16	13	6,6	4,9	1,4	0,71	5,0	5,1	3,7	3,6
Mg	mg/l	3,4	3,4	5,5	2,1	8,1	7,4	1,8	1,2	1,7	1,6	1,1	1,1
Na	mg/l	45	46	157	157	124	125	8,3	9,5	208	208	101	102
Al	µg/l	347	16	7270	220	4230	25	1810	18	80	16	20	9,9
As	µg/l	<0,50	<0,30	1,3	0,84	1,4	<0,60	<0,50	<0,20	<0,60	<0,70	<0,50	<0,40
Ba	µg/l	21	16	72	8,5	76	31	34	13	40	39	28	29
Cd	µg/l	<0,050	0,013	0,23	0,14	0,053	0,013	0,054	0,010	0,044	0,039	0,028	0,024
Co	µg/l	0,36	0,053	8,0	2,9	1,5	0,18	1,6	0,23	0,24	0,066	0,032	0,026
Cr	µg/l	13	10	14	2,1	6,8	0,30	4,6	0,14	0,23	0,13	0,13	0,12
Cu	µg/l	17	8,6	114	70	17	5,8	15	1,7	1,5	1,2	1,2	1,2
Hg	µg/l	<0,020	<0,0020	<0,020	0,0024	<0,020	<0,0020	<0,020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020
Mn	µg/l	38	8,7	210	40	110	43	54	15	16	4,3	4,5	2,3
Mo	µg/l	***	2,4	***	3,7	***	3,4	***	0,32	2,6	2,9	2,3	2,4
Ni	µg/l	1,7	0,95	13	4,7	8,7	1,9	4,7	1,5	0,61	0,41	0,31	0,27
P	µg/l	***	4,6	***	1400	***	9,0	***	6,6	7,9	1,9	4,6	2,5
Pb	µg/l	1,0	0,072	6,9	0,30	2,9	0,063	3,8	0,11	0,33	0,051	0,11	0,048
Si	mg/l	***	1,0	***	4,6	***	3,8	***	0,85	0,51	0,40	0,41	0,40
Sr	µg/l	***	63	***	84	***	130	***	23	90	90	55	55
Zn	µg/l	51	27	2010	1430	31	7,2	124	43	2,9	2,3	2,5	2,8
Ag	µg/l	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l		13		40		63		6,1		23		18
Klorid (Cl ⁻)	mg/l		73		174		167		11		351		172
Alkalinitet	mg/l	97		270		234		18		84		63	

Fortsetter neste side

Fortsettelse vedlegg 11

Parameter	Enhet	7	7	8	8	9	9	10	10	11	11	Årungselva	Årungselva
		Elstadoen total	Elstadoen løst	Elstadoen faunapassasje total	Elstadoen faunapassasje løst	Nygdard total	Nygdard løst	Skjeggstad total	Skjeggstad løst	Fornebu total	Fornebu løst	total	løst
DOC	mg/l	1,3		5,1		7,2		7,1		8,8		11	
Alkalinitet pH 4,5	mmol/l	0,58		0,78		1,6		3,1		1,3		1,2	
Alkalinitet pH 8,3	mmol/l	<0,15		<0,15		0,30		<0,15		<0,15		<0,15	
Ca	mg/l	16	16	7,0	6,9	15	15	55	55	21	21	24	25
Fe	mg/l	0,069	0,0079	0,12	0,026	0,15	0,11	0,35	0,15	0,31	0,17	0,16	0,030
K	mg/l	4,4	4,3	3,0	3,0	0,79	0,71	1,9	1,7	2,6	2,4	4,0	4,2
Mg	mg/l	1,0	1,0	0,52	0,50	5,6	5,4	14	14	2,0	2,0	5,1	5,3
Na	mg/l	117	117	52	53	61	61	58	58	138	137	19	20
Al	µg/l	96	54	94	29	81	62	429	178	111	51	113	18
As	µg/l	<0,40	<0,40	<0,30	<0,30	0,84	0,92	<0,30	<0,40	0,86	<0,70	<0,5	0,44
Ba	µg/l	23	16	15	14	15	15	152	148	57	55	25	24
Cd	µg/l	0,015	0,0058	0,020	0,0085	<0,0020	<0,0020	0,0050	0,0033	0,0081	<0,0020	<0,050	0,0046
Co	µg/l	0,13	0,030	0,24	0,098	0,11	0,097	0,14	0,084	0,19	0,13	<0,20	0,080
Cr	µg/l	0,22	0,16	0,89	0,77	0,18	0,14	0,68	0,41	0,48	0,29	<0,90	0,18
Cu	µg/l	1,5	1,1	2,5	2,3	1,3	1,3	2,8	2,2	4,1	3,4	2,5	2,0
Hg	µg/l	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,0020	<0,020	<0,0020
Mn	µg/l	13	3,2	16	6,5	16	12	9,6	5,6	29	21	30	20
Mo	µg/l	3,5	3,5	2,8	2,6	1,0	1,3	1,7	1,8	1,2	1,2	***	0,96
Ni	µg/l	0,38	0,26	0,63	0,43	0,28	0,22	0,58	0,32	1,2	1,1	1,8	1,6
P	µg/l	6,6	2,0	11	4,1	8,8	7,2	10	5,8	19	12	***	9,7
Pb	µg/l	0,28	0,031	0,37	0,059	0,063	0,065	0,22	0,091	0,33	0,19	<0,50	0,024
Si	mg/l	0,24	0,17	0,89	0,75	1,7	1,6	6,7	6,3	0,65	0,56	***	3,4
Sr	µg/l	49	48	27	26	126	126	340	341	102	102	***	125
Zn	µg/l	2,0	0,44	3,5	2,1	0,81	0,84	5,4	2,1	10	5,5	<4,0	1,8
Ag	µg/l	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	****
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l		17		10		2,5		10		3,9		14
Klorid (Cl ⁻)	mg/l		197		73		89		117		224		35
Alkalinitet	mg/l	58		78		155		314		130		116	

Vedlegg 12. Konsentrasjoner av ulike forbindelser målt ved innløpet til Vassum rensbasseng under vask av Nordbytunnelen, juni 2012 (kjemisk analyse utført av ALS Laboratory Group).

Parameter	Enhet	Kl. 22.30		Kl. 23.00		Kl. 23.30		Kl. 00.00		Kl. 00.30		Kl. 01.00	
		total	løst	total	løst	total	løst	total	løst	total	løst	total	løst
DOC	mg/l	7,7		49		54		99		148		192	
Alkalinitet pH 4,5	mmol/l	3,3		2,6		2,7		3,6		3,6		4,3	
Alkalinitet pH 8,3	mmol/l	<0,15		<0,15		<0,15		<0,15		<0,15		<0,15	
pH		7,5		7,2		7,2		7,4		7,2		7,2	
Ca	mg/l	47	52	68	55	62	59	114	46	74	40	74	44
Fe	mg/l	0,66	0,28	25	0,10	16	0,13	115	0,33	78	0,22	76	0,30
K	mg/l	6,7	7,7	25	23	30	28	45	29	50	37	50	37
Mg	mg/l	6,7	6,3	16	8,1	17	12	58	14	40	13	42	16
Na	mg/l	98	111	869	954	1360	1440	1060	1150	908	968	1100	1230
Al	µg/l	572	214	14800	165	9350	178	71100	70	45400	121	44400	144
As	µg/l	<0,6	0,28	4,7	<1	4,1	<2	11	<2	8,4	<1	8,4	2,0
Ba	µg/l	22	20	253	43	183	61	775	67,2	589	58	599	65
Cd	µg/l	0,056	0,047	0,96	0,18	0,75	0,13	2,2	0,15	1,8	0,83	2,7	1,5
Co	µg/l	1,4	1,2	15	3,4	11	4,1	72	8,6	49	9,2	55	14
Cr	µg/l	<0,9	0,82	47	6,1	33	7,2	173	2,7	126	6,0	113	5,2
Cu	µg/l	23	22	330	32	233	36	1010	25	915	216	993	307
Hg	µg/l	<0,02	<0,002	<0,02	<0,002	<0,02	<0,002	0,12	<0,002	0,072	0,0052	0,065	0,036
Mn	µg/l	23	17	494	49	339	69	2260	155	1550	125	1530	138
Mo	µg/l		9,8	***	9,5	***	11	***	15	***	12	***	18
Ni	µg/l	2,6	2,4	32	6,7	26	10	124	13	89	16	95	21
P	µg/l	***	99	***	383	***	283	***	893	***	1980	***	2760
Pb	µg/l	0,95	0,79	32	1,2	17	0,77	105	0,92	78	1,5	75	2,0
Si	mg/l	***	5,5	***	8,6	***	11	***	5,6	***	4,0	***	3,9
Sr	µg/l	***	169	***	305	***	335	***	269	***	212	***	243
Zn	µg/l	460	397	7940	1170	5790	1830	17000	5280	16800	6220	20500	9200
Klorid (Cl ⁻)	mg/l		144		1530		2370		1800		1520		1880
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l		45		82		77		69		81		90
Alkalinitet	mg/l	329		261		268		355		358		430	

Vedlegg 13. Konsentrasjoner av ulike forbindelser målt ved utløpet til Vassum rensebasseng under vask av Nordbytunnelen, juni 2012 (kjemisk analyse utført av ALS Laboratory Group).

Parameter	Enhet	Kl. 22.30		Kl. 23.00		Kl. 23.30		Kl. 00.00		Kl. 00.30		Kl. 01.00	
		total	løst	total	løst	total	løst	total	løst	total	løst	total	løst
DOC	mg/l	9,4		9,4		11		15		21		24	
Alkalinitet pH 4,5	mmol/l	2,8		2,7		2,7		2,7		2,8		2,8	
Alkalinitet pH 8,3	mmol/l	<0,15		<0,15		<0,15		<0,15		<0,15		<0,15	
pH		7,4		7,5		7,4		7,4		7,1		7,1	
Ca	mg/l	37	42	37	40	35	39	36	39	35	40	35	39
Fe	mg/l	1,4	0,85	1,2	0,42	1,2	0,46	1,3	0,49	1,2	0,42	1,4	0,41
K	mg/l	8,3	9,4	8,2	7,9	8,3	7,8	8,1	8,2	11	10	11	11
Mg	mg/l	6,3	6,3	6,2	6,0	6,2	6,1	6,3	6,1	6,5	6,2	6,5	6,2
Na	mg/l	594	582	593	559	543	563	602	573	621	607	628	614
Al	µg/l	519	158	390	30	367	30	456	33	511	39	675	42
As	µg/l	1,7	0,65	1,5	<0,6	<1,0	0,59	<1,0	<0,6	<1,0	<0,6	<1,0	0,94
Ba	µg/l	73	72	71	66	73	68	71	70	71	67	71	63
Cd	µg/l	<0,050	0,019	<0,050	0,0080	<0,050	0,0064	<0,050	0,0098	0,051	0,029	0,056	0,037
Co	µg/l	0,86	0,60	0,58	0,45	0,76	0,48	0,98	0,61	1,9	1,5	2,3	1,8
Cr	µg/l	1,4	0,76	1,0	0,42	1,2	0,43	1,3	0,48	1,6	0,76	1,9	0,79
Cu	µg/l	7,0	7,0	6,9	4,0	7,1	3,3	8,8	4,5	20	15	25	18
Hg	µg/l	<0,02	<0,002	<0,02	<0,002	<0,02	<0,002	<0,02	<0,002	<0,02	<0,002	<0,02	<0,002
Mn	µg/l	96	90	90	70	114	96	121	100	151	128	154	128
Mo	µg/l	***	4,1	***	4,3	***	4,3	***	4,6	***	5,7	***	6,1
Ni	µg/l	2,6	2,3	2,7	2,0	2,9	1,8	3,4	2,2	4,7	3,4	4,7	4,1
P	µg/l	***	75	***	27	***	27	***	34	***	73	***	89
Pb	µg/l	0,96	0,85	0,81	0,35	0,83	0,33	1,0	0,39	1,2	0,42	1,5	0,44
Si	mg/l	***	1,7	***	1,5	***	1,4	***	1,4	***	1,9	***	2,0
Sr	µg/l	***	200	***	192	***	189	***	190	***	196	***	194
Zn	µg/l	71	62	66	41	69	61	145	131	497	415	625	515
Klorid (Cl ⁻)	mg/l		891		900		897		908		969		969
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	mg/l		23		23		22		23		30		30
Alkalinitet	mg/l	275		272		270		271		276		282	

Vedlegg 14. Grenseverdier for Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) sine tilstandsklasser for miljøkvalitet i ferskvann. Alle verdier er øvre grenseverdier, unntatt klasse V som er nedre grenseverdier. Alle verdier er oppgitt i µg/L (Klima- og forurensningsdirektoratet 2012).

Metall	Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig
Kadmium (hardt vann)	0,03	0,19	1,5	15	>15
Kadmium (bløtt vann)	0,03	0,08	0,45	4,5	>4,5
Nikkel	0,5	1,7	34	67	>67
Kvikksølv	0,001	0,05	0,07	0,7	>0,7
Bly	0,05	1,3	14	57	>57
Sink	1,5	11	11	60	>60
Kobber	0,3	7,8	7,8	78	>78
Arsen	0,15	4,8	8,5	85	>85
Krom	0,2	3,4	3,4	360	>360



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

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Trygt fram sammen