

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP



Forord

Denne mastergradsoppgaven inngår i et toårig masterstudium i Miljø- og naturressurser, med studieretning Miljøgifter og økotoksikologi ved Institutt for plante- og miljøvitenskap på Universitetet for miljø- og biovitenskap. Arbeidet med oppgaven er utført i samarbeid med Statens vegvesen, og jeg vil takke dem for økonomisk støtte til studien.

Jeg vil rette en stor takk til mine tre veiledere. Førsteamanuensis Lindis Skipperud (IPM) har vært hovedveileder, mens postdoktor Lene Sørli Heier (IPM) og PhD/senioringeniør Sondre Meland (Statens vegvesen) har vært medveiledere. Tusen takk for god hjelp til utarbeiding av en spennende oppgave, hjelp til arbeid i felt og på laboratoriet, og utføring av kjemiske og statistiske analyser. Spesielt takk til Sondre og Lene for mange gode, faglige innspill og nyttige råd.

Videre vil jeg takke Karl Andreas Jensen, Marita Ljønes og Solfrid Lohne for hjelp til prøveopplutning og kjemiske analyser på ultraclave, ICP-OES og ICP-MS. Takk også til Hilde Kolstad for hjelp med fotografering i lupe og FFI for lån av ICP-MS, samt resten av gjengen på isotoplaboratoriet for mange gode hjelpende hender.

Jeg vil også takke Mari for god hjelp, både med feltarbeidet og ellers med faglige (og ikke-faglige!) innspill. Det har vært veldig fint å være to som har jobbet med samme tema! Takk også Mari og Hanne for godt selskap på Ås, på toget, i Oslo, og ellers der vi har befunnet oss. Supert at vi var flere "lappere" som fant veien til UMB!

En spesiell takk til mamma og pappa som alltid er der for meg, støtter meg og har troa på meg, det betyr utrolig mye! Pappa fortjener en ekstra takk for korrekturlesing. Tusen takk også til venner og familie som har kommet med gode smil og oppmuntrende ord når dagene innimellom har vært litt lange og tunge. En ekstra takk til gjengen på lesesalen; det har vært utrolig godt å ikke være masterstudent alene! Dere er herlige!

Oslo, 15. februar 2011

Mari Bryn Damsgård

Sammendrag

Større bevissthet rundt vegtrafikkens bidrag til forurensning av vannforekomster har bidratt til at flere rensedbasseng for avrenningsvann er anlagt langs norske motorveger. Denne studien har hatt til hensikt å undersøke i hvilken grad organismer som lever i disse bassengene akkumulerer tungmetaller. Fem basseng som ligger langs E6 mellom Oslo- og Ås kommune er benyttet (Skullerudkrysset, Taraldrud nord, Taraldrudkrysset, Taraldrud sør og Vassum). I tillegg er to dammer som ligger skjermet fra veg brukt som kontrolldammer. De befinner seg i Ås- og Rakkestad kommune.

Øyestikkere (libeller, *Zygoptera*, og vannnymfer, *Anisoptera*), døgnfluer (*Ephemeroptera*) og frosk (buttsnutefrosk, *Rana temporaria*) er brukt som indikatororganismer i studien. Tungmetallkonsentrasjoner i øyestikker- og døgnfluenymfer (akvatiske bunndyr) fra samtlige dammer (det vil si både rensedbasseng og kontrolldammer) er analysert. Frosk er derimot kun samlet fra ett prøvepunkt (Skullerudkrysset), men ved flere tidspunkt. Tungmetallakkumulering er dermed studert over flere stadier (egg og larver) i froskeutvikling.

Vann- og sedimentprøver viser at rensedbassengene hovedsakelig er ubetydelig til moderat forurenset av tungmetaller ved sammenligning med grenseverdier satt av Klima- og forurensningsdirektoratet. Samtlige prøver (organismer, vann og sediment) er analysert for følgende tungmetaller: As (arsen), Cd (kadmium), Co (kobolt), Cr (krom), Cu (kobber), Ni (nikkel), Pb (bly), Sb (antimon) og Zn (sink). Totale tungmetallkonsentrasjoner er målt, og prøvene er hovedsakelig analysert ved hjelp av induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS).

Resultatene viste at tungmetallkonsentrasjoner i bunndyr kan tilskrives ulikheter mellom dammene og ulik akkumulering i de ulike bunndyrgruppene. Ut ifra sediment- og vannanalyser kan ulikhetene i dammene knyttes opp mot forurensningsbelastningen. Mye tyder derfor på at graden av tungmetallakkumulering i bunndyrene kan forklares av forurensningsbelastningen til de enkelte dammene.

Tungmetallkonsentrasjonene i libeller fra Vassum viser en trend i avtagende konsentrasjoner mot utløpet av rensedbassenget, med unntak av Zn. For Co, Cr, Ni og Pb er forskjellene mellom tre ulike punkter (ved innløp, midten og utløp av bassenget) statistisk signifikante.

For tungmetallene med statistisk signifikante forskjeller samsvarer denne trenden i stor grad med vann- og sedimentanalysene.

Det er statistisk signifikante forskjeller mellom tungmetallkonsentrasjonene til prøvene av froskeegg og -larver. Med unntak av Zn øker konsentrasjonene i tid for samtlige analyserte tungmetaller, som indikerer at det skjer en tungmetallakkumulering over tid for tidlige froskestadier.

Abstract

The growing awareness of how the traffic contributes to pollution of lakes and rivers has contributed to construction of more sedimentation ponds along Norwegian motorways. This master thesis is a study of accumulation of heavy metals in organisms living in these ponds. Five sedimentation ponds were studied (Skullerudkrysset, Taraldrud nord, Taraldrudkrysset, Taraldrud sør and Vassum), and they are all located along E6 between Oslo- and Ås municipality. In addition, two ponds - not located near any roads – were used as control. These ponds are located in Ås- and Rakkestad municipality.

Damselfly (*Zygoptera*), dragonfly (*Anisoptera*), mayfly (*Ephemeroptera*) and frog (Common Frog, *Rana temporaria*) were used as indicator organisms. Heavy metal concentrations in nymphs of damselflies, dragonflies and mayflies (all aquatic and benthic) from all ponds were analyzed. Frogs were only collected at one location (Skullerudkrysset), but at four different times. In this way, heavy metal accumulation was studied as the frogs developed from eggs to larvae.

In addition to the organisms, water- and sediment samples from the sedimentation ponds were also analyzed. The results showed that the sedimentation ponds are insignificant to moderate polluted (the concentrations were compared with limits set by the Climate and Pollution Agency). The following heavy metals were analyzed in all samples (organisms, water and sediment): As (arsenic), Cd (cadmium), Co (cobalt), Cr (chromium), Cu (copper), Ni (nickel), Pb (lead), Sb (antimony) and Zn (zinc). The total heavy metal concentrations are measured, and the samples are mainly analyzed at inductively coupled plasma mass spectroscopy (ICP-MS).

The results suggested that differences in between the ponds and different accumulation patterns in the different groups of benthic invertebrates, can explain the accumulation of heavy metals in the invertebrates. The sediment- and water analyzes suggest that the degree of pollution can explain the differences in between the ponds. Therefore, much likely the contamination level of the ponds can be explained by the degree of accumulation in the benthic organisms.

The heavy metal concentrations in damselflies from the sedimentation pond Vassum had a decreasing pattern towards the outflow, except Zn. This is in accordance with the metal concentrations in water and sediment samples from the same pond.

The difference of heavy metal concentrations in frog eggs and –larvae are statistically significant. All concentrations with the exception of Zn increase with time. This indicates that an accumulation of heavy metals takes place in early stages of frogs' development.

Innholdsfortegnelse

Forord	II
Sammendrag	III
Abstract	V
1 Innledning.....	10
1.1 Problemstillinger	11
2 Teori	13
2.1 Vegavrenning.....	13
2.1.1 Tungmetaller i vegavrenning	15
2.1.2 Konsentrasjonsvariasjoner i vegavrenning.....	16
2.2 Rensebasseng.....	17
2.2.1 Sediment.....	18
2.3 Biotilgjengelighet	18
2.4 Organismer	19
2.4.1 Øyestikkere.....	20
2.4.2 Døgnfluer	22
2.4.3 Frosk.....	23
3 Materialer og metode	24
3.1 Områdebeskrivelse	24
3.1.1 Skullerudkrysset	25
3.1.2 Taraldrud nord.....	27
3.1.3 Taraldrudkrysset.....	29
3.1.4 Taraldrud sør	31

3.1.5	Vassum	32
3.1.6	Kontrolldammer	34
3.2	Feltarbeid	37
3.3	Vannanalyser	39
3.3.1	Totalt organisk karbon og anioner	39
3.3.2	Tungmetaller i vann	39
3.4	Sedimentanalyser	40
3.4.1	Tørrstoff og glødetap	40
3.4.2	Tungmetaller i sediment	40
3.5	Tungmetallanalyser i biota	41
3.6	Bioakkumuleringsfaktor	43
3.7	Forurensningsindeks	43
3.8	Statistikk	43
3.8.1	Multivariat statistikk	44
3.8.2	Univariat statistikk	45
4	Resultater og diskusjon	46
4.1	Vann	46
4.2	Sediment	49
4.3	Forurensningsindeks	52
4.4	Organismer	54
4.4.1	Hovedlinjer og trender i bunndyrmaterialet	54
4.4.2	Konsentrasjonsvariasjoner i rensebassenget i Vassum	62

4.4.3	Tungmetallinnhold i frosk fra rensedbassenget i Skullerudkrysset	67
5	Konklusjon	72
6	Referanser.....	73
	Vedlegg 1 Ultraclaveprogram	lxxxix
	Vedlegg 2 Sedimenthomogenitet	lxxxix
	Vedlegg 3 Nøyaktighet til referansematerialet.....	lxxxix
	Vedlegg 4 Bioakkumuleringsfaktorer (BAF).....	lxxxix
	Vedlegg 5 Klifs klassifisering av miljøkvalitet.....	lxxxix
	Vedlegg 6 Rådata av organismer	lxxxix
	Vedlegg 7 p-verdier fra t-test utført på libeller og vannymfer fra “Vassum midt”	lxxxix
	Vedlegg 8 Resultater fra multivariat analyse	xc

1 Innledning

Norske og internasjonale undersøkelser viser at vegavrenning fra trafikkerte områder bidrar til spredning av miljøgifter (Barbosa & Hvitved-Jacobsen 1999; Bækken et al. 2005; Roseth 2006; Westerlund & Viklander 2006). Utslipp fra trafikk øker både absolutt og relativt på grunn av økt trafikkmengde, strengere miljøkrav og reduksjon av de store tradisjonelle utslippene (industri og kloakk) (Åstebøl & Roseth 2006). Dette har medvirket til økt fokus på vannforurensning fra veg, da utslipp og spredning av miljøgifter er et høyt prioritert fagfelt hos norske miljømyndigheter (Det kongelige miljøverndepartement ; Åstebøl & Roseth 2006). I 2008 ble EU sitt rammedirektiv for vann innført i Norge (Det kongelige utenriksdepartement 2008). Dette direktivet krever god miljøtilstand (tilnærmet naturtilstand) både i vassdrag, grunnvann og kystvann innen 2015. For å nå dette målet må alle tilførsler av forurensning tas i betraktning, og vedtaket har dermed ført til økt fokusering på håndtering av vegavrenning (Vannportalen 2010). Ansvaret for håndtering av forurensning fra veg ligger hos Statens vegvesen. De er sektormyndighet og skal derfor følge opp de delene av Regjeringens miljøpolitikk som berører vegsektoren. Denne bygger på at alle samfunnssektorer har et selvstendig ansvar for å legge miljøhensyn til grunn for sin virksomhet (Statens vegvesen 2010a).

Statens vegvesen har relativt nylig anlagt flere renseanlegg for vegavrenning som et svar på innføringen av vannrammedirektivet og identifiseringen av vegavrenning som en signifikant kilde til diffus forurensning (Meland 2010a; Åstebøl & Roseth 2006). Naturbaserte renseløsninger anses å ha en rekke fortrinn framfor mer tekniske anleggstyper (Åstebøl 2004), og i Norge ble de første naturbaserte renseanleggene planlagt og konstruert på 1990-tallet. Siden da har det skjedd en voldsom økning i antall renseanlegg langs de største veiene her i landet, spesielt i løpet av de siste 10 – 15 årene. Per dags dato finnes det omtrent 150 renseanlegg i Norge, inkludert anleggene som er under planlegging eller konstruksjon. De fleste av disse anleggene ligger langs hovedvegnettet (Meland 2010a). Selv om dette er mange sammenlignet med hva som fantes for bare 10 år siden, er det ikke mange i forhold til for eksempel Sverige som allerede i 2005 hadde cirka 400 renseanlegg (Starzec et al. 2005). Ifølge retningslinjer utarbeidet av Statens vegvesen skal det på veier som har en forventet årstdøgntrafikk (ÅDT) på over 8000 kjøretøy, gjennomføres en vurdering hvorvidt det skal settes inn tiltak for å rense vegavrenning (Meland 2010a).

I mange naturbaserte renseanlegg finnes organismer, blant annet invertebrate bunndyr. Insektene øyestikker (orden *Odonata*) og døgnflue (orden *Ephemeroptera*) er eksempler på vanlig forekommende bunnlevende invertebrater i renseanlegg og andre små dammer (larvestadiene er vannlevende) (Cid et al. 2010; Clements et al. 2000; Stephansen et al. 2010). Vertebrater som for eksempel frosk (orden *Anura*) oppholder seg også gjerne i og ved renseanlegg som ligner naturlige dammer, spesielt i forbindelse med parring og klekking (Snodgrass et al. 2008). I denne undersøkelsen er øyestikkere, døgnfluer og frosk fra naturbaserte renseanlegg studert. Hovedmålet har vært å undersøke eventuell akkumulering av tungmetaller i ulike organismer og dammer. En slik akkumulering kan tenkes å ha en negativ påvirkning på organismene (Clements 1994; Hopkins et al. 2000; Roline 1988; Tollett et al. 2009). Tungmetallakkumulering i organismer som lever i naturbaserte renseanlegg er i liten grad studert tidligere (Stephansen et al. 2010). Dammene som er benyttet er renseanlegg samt dammer som er upåvirket av trafikk. De benyttede renseanleggene er av typen våte overvannsbasseng. Videre i teksten benyttes rensebasseng som betegnelse på disse anleggene.

1.1 Problemstillinger

Avrenningsvann fra veg inneholder mange kjemiske stoffer, blant dem en rekke tungmetaller. I følge Färm (2002) forekommer spesielt tungmetallene Cd (kadmium), Cr (krom), Cu (kobber), Pb (bly) og Zn (sink) i høye konsentrasjoner. Noen tungmetaller binder til partikler som sedimenterer og holdes tilbake i rensebasseng, mens andre forblir løst i vannfasen. Biotilgjengeligheten til de ulike tungmetallene varierer med hvilken tilstand tungmetallene forekommer i. Med utgangspunkt i forekomst av tungmetaller i vegavrenning og levende organismer i rensebassengene er følgende problemstillinger definert:

- Er tungmetallkonsentrasjonene høyere i bunndyr som lever i rensebasseng sammenlignet med bunndyr i trafikk-upåvirkede dammer (kontrolldammer)? Og er tungmetallkonsentrasjonene høyest i bunndyrene som lever i rensebassengene med høyest tungmetallkonsentrasjoner (i vann og sediment)?
- Varierer konsentrasjonene for samme tungmetall i bunndyr innad i rensebassengene?

- Akkumuleres tungmetaller over tid i frosk? Denne problemstillingen tar utgangspunkt i at tungmetallkonsentrasjoner kan variere over de forskjellige utviklingsstadiene hos frosk (egg og larver) fra samme dam.

Kontrolldammer er definert som dammer som ikke mottar vegavrenning (de ligger skjermet fra veg). Tungmetallkonsentrasjonene i kontrolldammene antas derfor å være lavere enn i rensebassengene.

2 Teori

2.1 Vegavrenning

På veger forekommer overvann ofte i store mengder i forbindelse med kraftige regnskyl. Regnet vasker med seg akkumulert forurensning som ligger i vegbanen og i grøftene, og dermed gjenspeiler innholdet i avrenningsvannet de kjemiske stoffene som finnes på de flatene som vannet er i kontakt med (Hopkinson & Day 1980; Meland 2010a; Waara & Farm 2008; Åstebøl & Roseth 2006). Snøsmelting kan også føre til store mengder overvann. Smeltevann fra snø har ofte høye konsentrasjoner av forurensende stoffer (gjerne høyere enn regnvann) da oppsamling av forurensende stoffer deponeres i snø over lange perioder (Bengtsson & Westerström 1992; Westerlund 2007; Åstebøl & Roseth 2006).

Avrenningsvann fra veg inneholder en kompleks blanding av ulike kjemiske stoffer. De forurensende stoffene som i hovedsak dominerer er tungmetaller, salt, organiske miljøgifter og suspendert stoff (Durand et al. 2005; Göbel et al. 2007; Snilsberg et al. 2002). Kjemikaliene er, med unntak av salt, i stor grad bundet til partikler (Färm 2002; Sansalone & Buchberger 1997; Snilsberg et al. 2002). Tabell 1 gir en oversikt over forurensende stoffer i vegavrenning basert på nylig publiserte artikler. Stoffenes antatte hovedkilder er også oppgitt.

Tabell 1. Forurensende stoffer i vegavrenning og deres antatte hovedkilder (basert på litteratordata). Modifisert etter Meland (2010a). Grunnstoffene som er analysert i denne studien er markert med rødt.

	Kilde	Forurensende stoff ¹	Referanser
Kjøretøy	Bremser	Ba, Cu , Fe, Mo, Na , Ni , Pb , Sb	(Dongarra et al. 2009; McKenzie et al. 2009; Sternbeck et al. 2002; Thorpe & Harrison 2008)
	Dekk (inkludert piggedekk)	Al, Zn , Ca, Cd , Co , Cu , Mn, Pb , W, hydrokarboner, PAH	(Glaser et al. 2005; Karlsson & Viklander 2008; McKenzie et al. 2009; Ravindra et al. 2008; Sternbeck et al. 2002; Thorpe & Harrison 2008)
	Katalysatorer	Pt, Pd, Rh	(Ek et al. 2004; Whiteley & Murray 2005)
	Karosseri	Cr , Fe, Zn	(Taylor & Robertson 2009)
	Forbrenning	Ag, Ba, Cd , Cr , Co , Mo, Ni , V, Sb , Sr, Zn , PAH, MTBE, BTEX	(Brown & Peake 2006; Desta et al. 2007; Glaser et al. 2005; Lin et al. 2005; Marr et al. 1999; Ravindra et al. 2008; Wang et al. 2003; Weckwerth 2001)
	Olje- og petroleumsløst, drypping, brukt smøremiddelolje	PAH	(Ravindra et al. 2008; Wang et al. 2003)
Annet	Vegoverflate (asfalt)	Al, Ca, Fe, K, Mg, Na , Pb , Si, Sr, Ti, PAH	(Brandt and De Groot, 2001, Brown and Peake, 2006, Sternbeck et al., 2002, Thorpe and Harrison, 2008)
	Avisende og støvdempende kjemikalier	Ca, Mg, Na , Cl, ferro-cyanide	(Aldrin et al. 2008; Novotny et al. 2008; Ramakrishna & Viraraghavan 2005; Viklander et al. 2003)
	Vegutstyr (for eksempel trafikkskilt, midtrabatter og lignende)	Zn	(Thorpe & Harrison 2008)
	Vaskemidler i tunellvask	Tensider	(Meland et al. 2010b)

¹Forkortelser: Ag = sølv, Al = aluminium, Ba = barium, BTEX = benzen, toluen, etylbenzen, xylen, Ca = kalsium, Cd = kadmium, Cl = klor, Co = kobolt, Cr = krom, Cu = kopper, Fe = jern, K = kalium, Mg = magnesium, Mn = mangan, Mo = molybden, MTBE = metyl-tert-butyleter, Na = natrium, Ni = nikkel, PAH = polysykliske aromatiske hydrokarboner, Pb = bly, Pd = palladium, Pt = platina, Rh = rhodium, Sb = antimon, Si = silisium, Sr = strontium, Ti = titan, V = vanadium, W = wolfram, Zn = sink.

Næringsstoffer (hovedsakelig fosfor og nitrogen) og naturlig organisk materiale kan også forekomme i vegavrenning. Det skyldes hovedsakelig planterester som havner i vegbanen (Durand et al. 2005; Kalff 2002). Næringsstoffer kan føre til algeoppblomstring og økt vekst i resipienter. Dette kan videre danne oksygenfattige forhold grunnet nedbryting av mye organisk materiale (Kalff 2002). Salt vil også kunne bidra til reduserte oksygenforhold grunnet saltsjiktning (ved saltsjiktning er det flere sjikt i vannet med ulike saltkonsentrasjoner) (Bækken & Haugen 2006).

2.1.1 Tungmetaller i vegavrenning

Tungmetaller (metaller med tetthet $> 5 \text{ g/cm}^3$) er potensielt toksiske for akvatiske organismer. Dette er trolig en hovedgrunn til at tungmetaller er den mest omtalte gruppen av forurensende stoffer innen vegavrenningsstudier (Meland 2010a). Tungmetaller finnes i berggrunn og jordsmonn i varierende konsentrasjoner og vil dermed påvirke tungmetallinnholdet i vegavrenning sammen med antropogene kilder (Sansalone & Buchberger 1997; Snilsberg et al. 2002). Flere tungmetaller er også essensielle for organismer i små mengder (Fairbrother et al. 2007; Franzle & Markert 2007). Tungmetallene som gjerne blir fokusert på i forbindelse med vegavrenning er Cd, Cu, Pb og Zn. I tillegg blir også Cr og Ni hyppig brukt ved karakterisering av miljøtilstand (Hvitved-Jacobsen et al. 2010).

Tungmetaller og andre forurensende stoffer forekommer i flere fysisk-kjemiske tilstandsformer som varierer i størrelse, ladning, oksidasjonstall, struktur og morfologi, tetthet, kompleksing til ligander og liknende. Tilstandsformene er dermed definert ut i fra deres fysisk-kjemiske egenskaper (Salbu & Oughton 1995). Av denne grunn er toksisiteten, biotilgjengeligheten og mobiliteten til tungmetallene sterkt relatert til tilstandsformen (Fairbrother et al. 2007). Tungmetaller vil enten foreligge løst i vannfasen eller være bundet til suspenderte partikler (materiale med diameter $>0,45 \text{ }\mu\text{m}$). Adsorpsjon til partikler er gjeldene for en stor andel av tungmetallene (Färm 2002; Karouna-Renier & Sparling 2001; Sansalone & Buchberger 1997). Små stoffer er mer mobile og potensielt mer biotilgjengelige enn større forbindelser (f.eks. kolloider og suspenderte partikler) (Meland 2010a; Salbu & Oughton 1995). Ionestyrke, pH, redokspotensial, temperatur i vannet, suspendert stoff, uorganiske og organiske ligander og andre variabler innen vannkvalitet er med på å påvirke hvilken tilstandsform de ulike tungmetallene befinner seg i (Salbu & Oughton 1995).

Saltkonsentrasjonen i vann kan også påvirke tungmetallenes tilstandsform. Høye saltkonsentrasjoner kan forårsake ionebyttereaksjoner som kan føre til at pH synker. Lav pH kan resultere i økt mobilisering av tungmetaller som er bundet til sedimentet (Amrhein et al. 1992). Dette er aktuelt i forbindelse med salting av veg for å sikre gode kjøreforhold, da høye saltkonsentrasjoner kan føre til sure forhold (Vaa & Sakshaug 2007).

Flere studier viser til høye tungmetallkonsentrasjoner i vegavrenning (Barbosa & Hvitved-Jacobsen 1999; Sansalone & Buchberger 1997; Snilsberg et al. 2002), men variasjonen i fordeling mellom løst og adsorbent tilstand er stor (Westerlund & Viklander 2006).

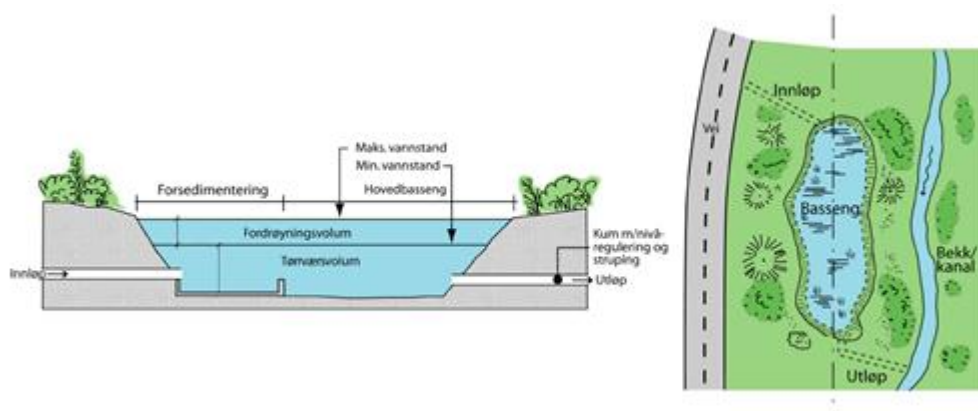
2.1.2 Konsentrasjonsvariasjoner i vegavrenning

Faktorene som påvirker konsentrasjoner og massefluksen i vegavrenning er mange. De viktigste er variasjoner i trafikkparametere (trafikk tetthet, kjørehastighet, asfalttype, bruk av piggdekk etc.), karakteristikken av avrenningsområdet, variasjoner knyttet til vedlikeholdsarbeid på vegen som for eksempel salting og tunellvask, og klimavariasjoner (Meland 2010a; Snilsberg et al. 2002). Forurensninger akkumuleres i vegnære områder i perioder uten avrenning. Dette resulterer i at tiden mellom avrenningsepisodene så vel som nedbør- og snøsmeltingsintensitet er avgjørende for konsentrasjonene. I tillegg varierer konsentrasjoner og innhold i vegavrenning med årstidene (Meland 2010a; Westerlund 2007). Studier har vist at de høyeste konsentrasjonene av suspendert stoff og partikulært bundet tungmetall finnes ved regn-på-snø situasjoner, etterfulgt av avrenning ved snøsmelting og dernest avrenning ved regn (Bengtsson & Westerström 1992; Viklander et al. 2003).

De fleste tunneller langs norske veger blir vasket med jevne mellomrom (2-12 ganger i året) for å hindre støvete forhold og dårlig sikt, og for å forlenge tunellenes levetid. Avrenningsvannet fra tunellvask inneholder såpekomponenter i tillegg til forurensende stoffer som også finnes i avrenningsvann fra vegbanen (Meland et al. 2010a; Meland et al. 2010b; Paruch & Roseth 2008a; Paruch & Roseth 2008b). Konsentrasjonene til de forurensende stoffene er ofte høyere i tunellvaskevann enn i avrenningsvann som ikke har vært i kontakt med tunellvask, grunnet de forurensende stoffenes oppkonsentrering i tunellene mellom hver vask (Meland et al. 2010a; Meland et al. 2010b).

2.2 Rensebasseng

Økt fokusering på vannforurensning fra vegtrafikk og spredning av miljøgifter har ført til bygging av renseanlegg for vegavrenning (Meland 2010a; Åstebøl 2004). Den store diversiteten av forurensende stoffer i tillegg til tidvis stor vanntilførsel, gjør det både komplisert og kostbart å konstruere og bygge renseanlegg. Fysiske metoder basert på sedimentasjon og filtrering og fysisk-kjemiske metoder som baserer seg på sorpsjon i jord ved infiltrasjon er i dag de mest brukte rensemetodene for vegavrenning. Det viser seg også at det er størst interesse for naturbaserte løsninger (løsninger som benytter disse selvrensingsprosessene) da disse er gunstigere enn tekniske løsninger både med hensyn på kostnader og driftsmessige behov (Åstebøl 2004; Åstebøl & Roseth 2006). Overvannsbasseng, infiltrasjon, våtmark, sandfilter og vegetative metoder er rensemetodene som blir mest brukt, hvorav den førstnevnte er mest benyttet i Norge (Åstebøl & Roseth 2006). Det finnes to typer overvannsbasseng; tørre og våte. Mens de tørre er tømt for vann mellom avrenningsepisodene, har de våte et permanent vannspeil, og dermed et konstant sjøliggende utseende, se Figur 1. Våte overvannsbasseng har likevel mulighet for magasinering ved store nedbørsmengder. Ved regn mottar det våte bassenget overvann fra vegen og tilsvarende vannmengde som stammer fra en tidligere avrenningsepisode slippes ut. Utslippsvannet blir renset i løpet av oppholdstiden (Hvitved-Jacobsen et al. 1994; Hvitved-Jacobsen et al. 2010; Åstebøl & Roseth 2006). Våte overvannsbasseng er gjerne utstyrt med et slambasseng ved innløpet. Dette bassenget er mindre enn hovedbassenget og fungerer som et sted der grovt materiale kan avsettes og senere fjernes. Forsedimentering i slambasseng øker renseseffekten og stabiliteten i hovedbassenget (Åstebøl & Roseth 2006).



Figur 1. Prinsippskisse av vått overvannsbasseng. Det nederste vannvolumet utgjør bassengets permanente volum (tørrværsvolum) og det øverste vannvolumet er bassengets volum for magasinering (Åstebøl et al. 2010).

Flere prosesser er av betydning for rensingen av vannet i bassenget. Sedimentering av partikulært materiale etterfulgt av en akkumulering av stoff i bunnsedimentet er renseprosessen av størst betydning. I tillegg er det potensiale for å fjerne stoff ved opptak av oppløste forbindelser i plantebiomassen og ved adsorpsjon av finpartikulært og kolloid materiale på faste overflater (suspenderte partikler, planter og sediment) (Goforth et al. 1983). Rensegraden for enkelte kjemikalier har vist seg å være høy (Bækken et al. 2005; Färm 2002; Hvitved-Jacobsen et al. 1994; Snilsberg et al. 2002; Åstebøl 2004), men disse studiene er basert på totale konsentrasjoner og ikke løste og dermed mulige biotilgjengelige fraksjoner. Ettersom rensingen i hovedsak baserer seg på sedimentering er rensing av løste stoffer begrenset.

2.2.1 Sediment

Sedimentpartiklenes størrelse og kornfordeling samt sedimentets porøsitet og hydrauliske ledningsevne er viktige egenskaper som påvirker både vanntransport og tilbakeholdelse av forurensende stoffer i sedimentet. Kornstørrelse og geokjemiske egenskaper har betydning for sedimentpartiklenes overflate og dermed kapasiteten for adsorpsjon av stoffer (Barbosa & Hvitved-Jacobsen 1999; Marsalek & Marsalek 1997; VanLoon & Duffy 2005; Åstebøl & Roseth 2006). Generelt inneholder sedimentet nær innløpet til rensedbassengene hovedsakelig sand og grus da grovkornede partikler sedimenterer momentant etter at de har entret bassenget, mens leire og silt dominerer sedimentet nær utløpet (Färm 2002; Karlsson et al. 2010; Marsalek & Marsalek 1997). Generelt er silt og leire, samt organisk rike jordtyper, negativt ladet. Positivt ladede partikler og ioner, vil derfor kunne sorberes og dermed holdes tilbake av disse partiklene (Marsalek & Marsalek 1997; VanLoon & Duffy 2005; Åstebøl & Roseth 2006). Av denne grunn forventes det at de høyeste tungmetallkonsentrasjonene befinner seg ved rensedbassengenes utløp.

2.3 Biotilgjengelighet

Det er ikke enighet om en endelig, felles definisjon av biotilgjengelighet. For eksempel definerer Fairbrother et al. (2007) biotilgjengelighet som “*den andelen av et stoff som absorberes på, inn i og over biologiske membraner til organismer*”, mens Hare (1992)

definerer biotilgjengelighet som “den andelen av et stoff som potensielt kan bli tatt opp”. Som nevnt påvirkes biotilgjengeligheten til forurensende stoffer av flere vannkvalitetsvariabler. pH er for eksempel en svært viktig faktor for akkumulering av tungmetaller i biota ettersom pH har stor innvirkning på tilstandsformene til tungmetallene, og dermed biotilgjengeligheten (Fairbrother et al. 2007). Akkumulering av tungmetaller er også påvirket av tilstedeværelsen av ligander som organiske forbindelser og suspenderte stoffer da disse kan danne komplekser med løste tungmetaller i vann (Fairbrother et al. 2007). En tredje viktig faktor er konsentrasjonene til andre tungmetaller da store tungmetallkationer kan konkurrere om bindingen til biologiske membraner. Disse store kationene binder lett, noe som kan resultere i redusert biotilgjengelighet for andre tungmetaller (Fairbrother et al. 2007).

2.4 Organismer

Rensebassengene fungerer som habitat for flere levende organismer til tross for at anleggene ikke er naturlige biotoper (Bishop et al. 2000a; Bishop et al. 2000b). Ved høye konsentrasjoner av forurensende stoffer kan disse være toksiske og dermed skade rensebassengets flora og fauna (Brand et al. 2010; Durand et al. 2004; Durand et al. 2005) Opptak av tungmetaller i organismer foregår enten direkte fra omgivelsene eller gjennom dietten. Den relative fordelingen mellom disse veiene varierer med art og biotilgjengeligheten til tungmetallene i dietten og vannet. Når opptaket ikke blir skilt ut blir tungmetallene bioakkumulert (Walker 2006).

Generelt er insekter (klasse *Insecta*) attraktive for bruk som indikatororganismer i tungmetallstudier i vann. Hare (1992) begrunner dette med fem argumenter:

1. Insekter er en av de vanligste og mest diverse gruppene innen ferskvannsdyr, og de blir funnet i alle typer ferskvann.
2. Mange insektarter befinner seg innen begrensede områder og er dermed representative for lokale forhold.
3. Mange insektarter er bentiske og kan derfor sterkt assosieres med sediment (mange tungmetaller adsorberes i sediment).

4. Insektene kan akkumulere tungmetaller og det antas at de tolererer lave til moderate tungmetallkonsentrasjoner.
5. Tungmetallkonsentrasjoner i insekter er gjerne relatert til konsentrasjoner i miljøet.

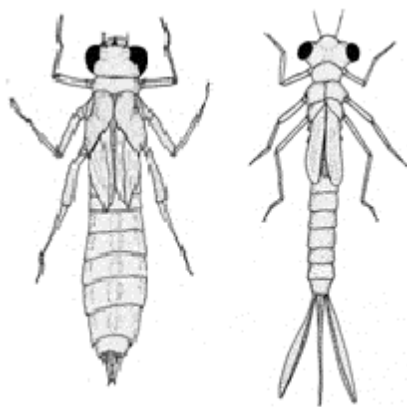
Bioakkumulering av tungmetaller hos akvatiske invertebrate bunndyr er dokumentert siden 1970-tallet (Goodyear & McNeill 1999), men tilgjengelig informasjon om akkumuleringsmønstre er begrenset (Cain et al. 2000; Fialkowski et al. 2003; Lavilla et al. 2010). I insekter forekommer tungmetaller enten bundet til eksoskjelettet eller inkorporert i kroppsvevet (Hare 1992).

Amfibier (klasse *Amphibia*) er også velegnet som indikatororganismer for den samme typen studier da de kontinuerlig prosesserer vann for respirasjon og derfor potensielt eksponerer gjellvevet for mange forurensende stoffer (Lefcort et al. 1998).

I denne undersøkelsen er flere indikatororganismer benyttet. Tre ulike insektgrupper, -vannymfer, libeller (begge underordener av øyestikkere) og døgnfluer-, samt egg- og larvestadiet av frosk (orden innen amfibier) er studert.

2.4.1 Øyestikkere

På verdensbasis finnes det ca. 5750 øyestikkerarter (orden *Odonata*) fordelt på 28 familier (Species 2000 & ITIS 2011). 50 av disse artene fordelt på 9 familier er registrert i Norge (Artsdatabanken 2011). Øyestikkere deles inn i to underordener: vannymfer (underorden

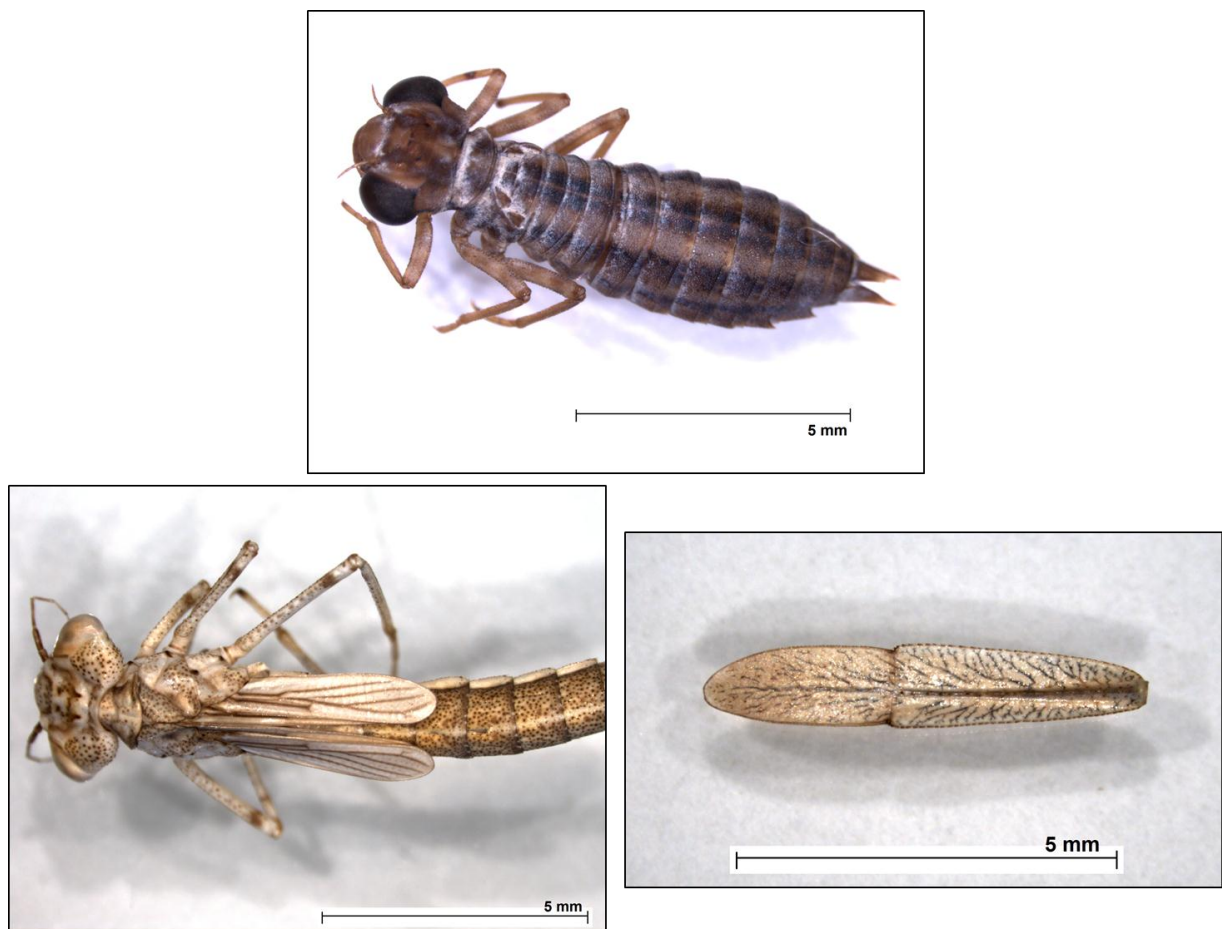


Figur 2. Skisse av libelle (venstre) og vannymfe (høyre) (Naturfagsenteret).

Zygoptera) og libeller (underorden *Anisoptera*). Bitende munndeler, korte antenner og påfallende store fasettøyne er felles for de to gruppene. Vannymfene har et bredt hode med vidt adskilte øyne, mens libellene har et rundt hode og øyne som står nærmere hverandre. På det akvatiske nymfestadiet er libellene kraftigere enn vannymfene (McGavin et al. 2001). Dette illustreres i Figur 2 og Figur 3. Vannymfene har tre bladformede gjellefilamenter festet til abdomen, se Figur 2. Libellene har derimot trukket gjellene helt eller delvis inn i

kroppen. Ved å suge vann inn gjennom anus får de presset vann over disse gjellestrukturene (Klowden 2007).

Øyestikkernymfene er bentiske og jakter både vertebrater og invertebrater, samtidig som de er et viktig bytte for fisk og andre akvatiske predatorer (Tollett et al. 2009). Til tross for kunnskap om vid utbredelse og gode overlevelsessegenskaper er øyestikkernymfer generelt lite brukt i toksikologistudier (Lavilla et al. 2010; Tollett et al. 2009). De er derimot mye brukt ved utarbeidelse av forurensningsindekser (Hare 1992). Tungmetallene som er studert mest i forbindelse med øyestikkernymfer er Cd, Cu, Pb og Zn (Lavilla et al. 2010).



Figur 3. Øverst: Libelle. Nede til venstre: Fremre del av en vannnymfe. Nede til høyre: ett gjellefilament fra vannnymfe. Foto: H.Kolstad.

2.4.2 Døgnfluer

Døgnfluer (orden *Ephemeroptera*) omfatter 30 familier med til sammen ca. 800 arter (Species 2000 & ITIS 2011). 61 av disse artene fordelt på 10 familier finnes i Norge (Artsdatabanken 2011). De voksne insektene tar ikke til seg næring og har av den grunn svært kort levetid, derav navnet døgnfluer. De akvatiske nymfene er hovedsakelig bentiske og har gjeller langs siden av abdomen og to eller tre haletråder helt bakerst på abdomen (Klowden 2007; McGavin et al. 2001), se Figur 4. De spiser forskjellige vannplanter og noen tar i tillegg til seg animalsk føde (Kondratieff 2008; McGavin et al. 2001).



Figur 4. Døgnfluenymfe (*Potamanthus luteus*). Foto: P.Maihöfer.

Døgnfluenymfer er brukt som indikatororganismer i overvåkingsstudier av tungmetaller, også i Norge (Goodyear & McNeill 1999; Sjøbakk et al. 1997). Nymfene har stor utbredelse og er ofte dominerende i akvatiske ferskvannsmiljøer. De ansees som rentvannsarter og er derfor godt egnet som indikatororganismer (Clements 1994; Hare 1992). Døgnfluer brukes også mye ved utarbeidelse av en rekke forurensningsindekser (Fialkowski et al. 2003; Girgin et al. 2010; Hare 1992). Studier har vist at høye tungmetallkonsentrasjoner kan føre til store reduksjoner i døgnfluepopulasjoner (Clements 1994; Clements et al. 2000).

2.4.3 Frosk

I norsk taksonomi er frosk en fellesbetegnelse for frosker og padder, og i Norge finnes fem froskearter og én paddeart (Artsdatabanken 2011). På verdensbasis omfatter ordenen ca. 5700 arter (Species 2000 & ITIS 2011). Frosker er vertebrater og tilhører amfibier som er kjennetegnet ved at de både har vann- og landlevende livsstadier og er fuktighetsavhengige (Røed et al. 2004). Froskelarver (også kalt rumpetroll) lever i dammer og innsjøer og er hovedsakelig herbivore (blir mer og mer karnivore ettersom de utvikler seg). I tillegg prosesserer de vann kontinuerlig for respirasjon (Røed et al. 2004). Som nevnt kan gjellevevet derfor potensielt bli eksponert for mange forurensende stoffer; en fysiologi som gjør froskelarver velegnet som indikatororganismer for overvåking av forurensningsnivåer (Lefcort et al. 1998). Frosker og padder på alle livsstadier (embryo, larver, voksne) er dessuten generelt sensitive for forurensende stoffer i miljøet og kan derfor fungere som ”varseldyr” ved overvåking i miljøet for å måle graden av forurensning i et økosystem (Casey et al. 2005; Ferreira et al. 2004).

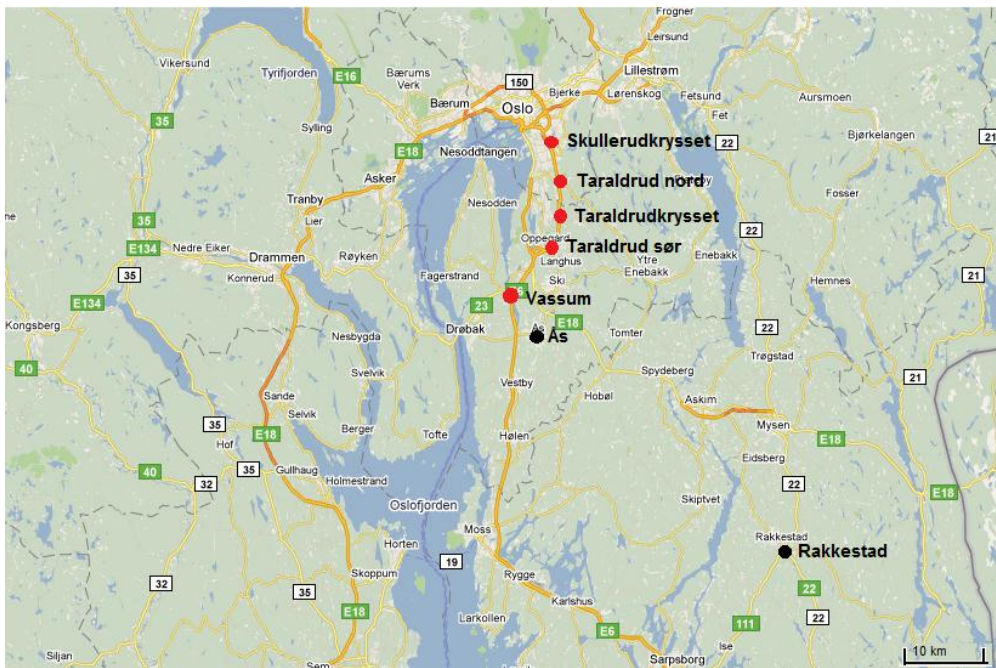


Figur 5. Frosk som gyter i Skullerudkrysset rensedbasseng. Foto M.T.Nyheim.

3 Materialer og metode

3.1 Områdebeskrivelse

Rensebassengene som er brukt i denne studien befinner seg langs E6 mellom Oslo- og Ås kommune i Akershus fylke, og inkluderer fem basseng. I tillegg er to kontrolldammer studert. De befinner seg i henholdsvis Ås- og Rakkestad kommune (Østfold). Figur 6 gir en oversikt over beliggenheten til samtlige studerte basseng og dammer.



Figur 6. Kart over deler av sør-østlandet. Røde punkter markerer lokaliteten til rensebassengene og svarte punkter markerer lokaliteten til kontrolldammene som er brukt i studien.

Tabell 2 gir en samlet oversikt over ÅDT (fra 2009), avrenningsareal og størrelses-spesifikasjoner for de fem studerte rensebassengene ved normal vannstand.

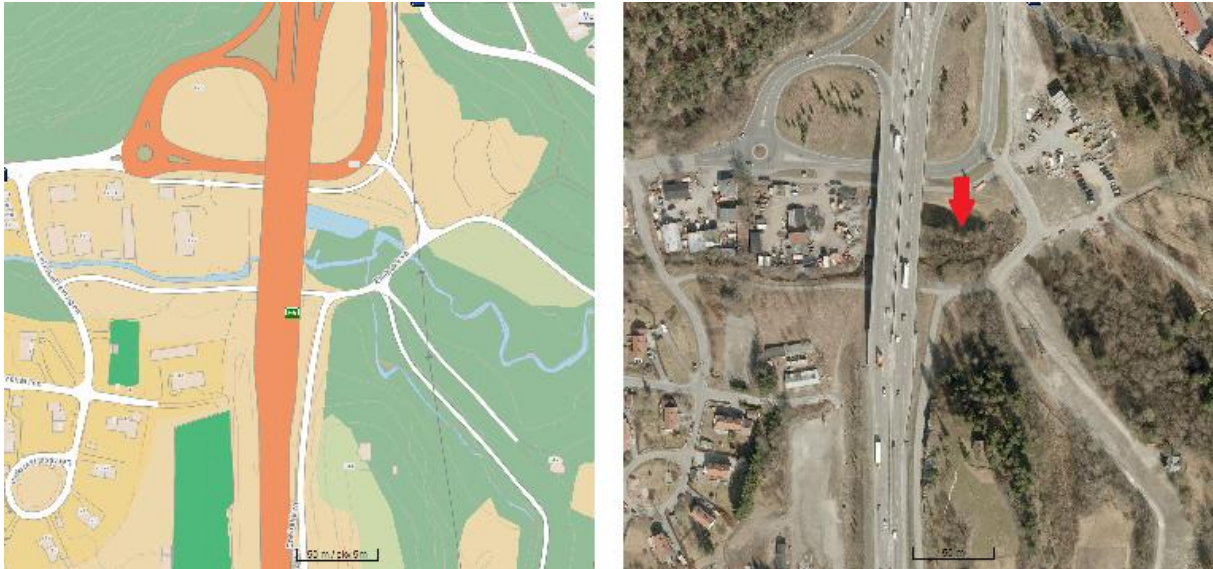
Tabell 2. Årsdøgntrafikk (2009), avrenningsareal og størrelsesspesifikasjoner for rensebassengene (Nedrelid 2011; Roseth 2005; Roseth 2006; Simonsen et al. 2002; Snilsberg et al. 2002; Statens vegvesen 2010b; Statens vegvesen 2010c; Winther-Larsen 2011; Åstebøl 2004).

		Slambasseng	Hovedbasseng	Totalt
Skullerudkrysset				
ÅDT				53.000
Avrenningsareal	ha			3,4
Dybde	m	1,5	0,8	
Overflateareal	m ²	68	910	978
Volum ved tørrvær	m ³	103	710	813
Taraldrud nord				
ÅDT				37.000
Avrenningsareal	ha			2,6
Dybde	m	1,2	1-1,2	
Overflateareal	m ²			880
Volum ved tørrvær	m ³	50	550	600
Taraldrudkrysset				
ÅDT				37.000
Avrenningsareal	ha			7
Dybde	m	1,2	1-1,2	
Overflateareal	m ²			1475
Volum ved tørrvær	m ³	80	1000	1080
Taraldrud sør				
ÅDT				37.000
Dybde	m	1,2	1-1,2	
Overflateareal	m ²			465
Volum ved tørrvær	m ³	30	300	330
Vassum				
ÅDT				26.000
Avrenningsareal	ha			1,7
Dybde	m	0,6-1,2	0,6-1,2	
Overflateareal	m ²	50	500	550
Volum ved tørrvær	m ³	40	500	540

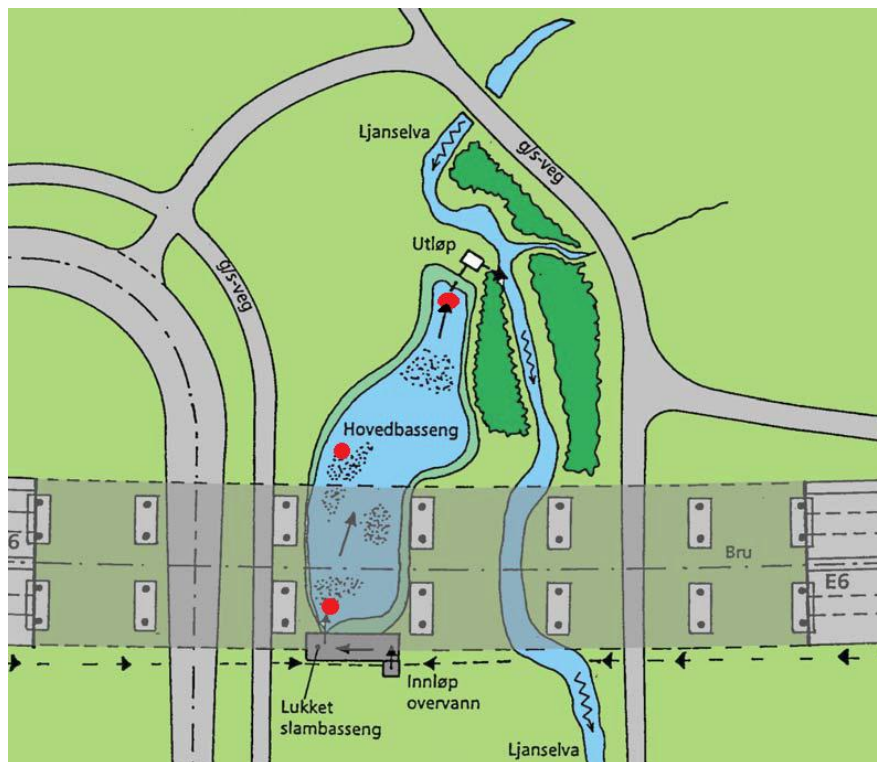
3.1.1 Skullerudkrysset

Rensebassenget i Skullerudkrysset ble satt i drift i 1999 i forbindelse med utvidelsen av E6 ved Skullerud. Formålet til dette rensebassenget er å redusere utslippet av forurensning fra E6 til Ljanselva som er et viktig lokalt vassdrag for rekreasjon og biologisk mangfold. Skullerudkrysset består av en 4-felts motorvei (E6) med tilhørende av- og påkjøringsramper (Åstebøl 2004). Rensebassenget består av et lukket slambasseng og et åpent hovedbasseng (se Figur 8), og høyeste vannstand ligger 20 cm over normal vannstand (Åstebøl 2004). Rensegraden (differansen mellom stoffmengde inn og ut av bassenget) for ulike stoffer i dette

rensebassenget ligger fra 60% til 90% (størst for partikler målt som suspendert materiale) (Åstebøl 2004).



Figur 7. Kart og flyfoto over Skullerudkrysset. Rød pil viser rensbassenget (ligger delvis under vegen).



Figur 8. Skisse av rensbassenget i Skullerudkrysset. Røde punkter markerer prøvepunkter (Åstebøl 2004).



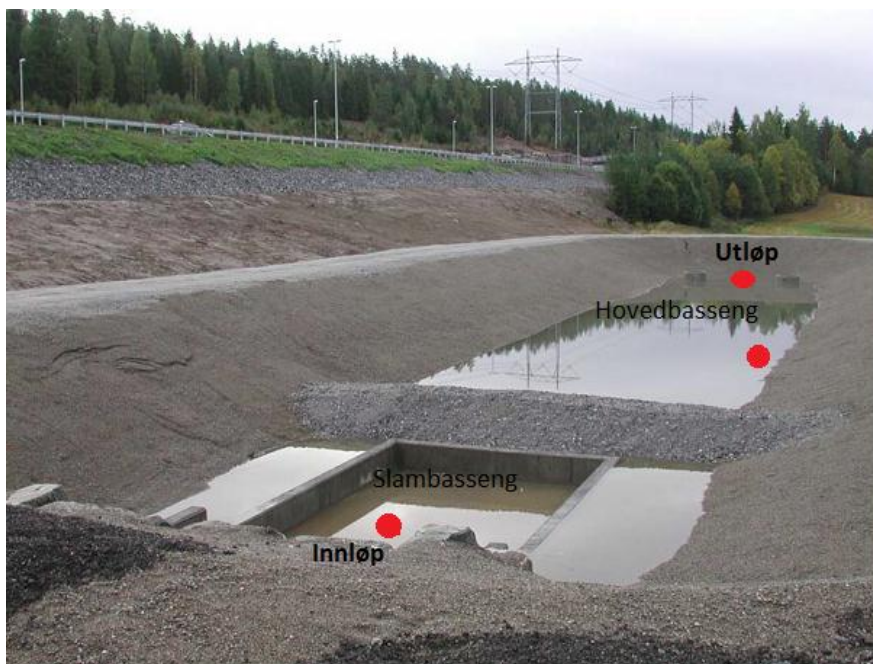
Figur 9. Foto av deler av hovedbassenget til renseanlegget i Skullerudkrysset, mai 2010.

3.1.2 Taraldrud nord

Rensebassenget Taraldrud nord er det eneste av de fem studerte anleggene som ikke ligger i et kryss. Bassenget ble bygget i forbindelse med utvidelse av E6 på strekningen Assurtjern – Oslo grense, og stod ferdig i 2004 (Simonsen et al. 2002; Winther-Larsen 2010). Rensebassenget ligger på vestsiden av 4-feltsvegen (E6) ved fylkesgrensa (Oslo-Akershus), og anlegget består av et slambasseng og et hovedbasseng med sammenhengende vannoverflate (se Figur 11 og Figur 12) (Roseth 2005). Rensebassenget er bygget for å beskytte resipienten Snipetjernsbekken som renner ut i Gjersjøen (drikkevannskilde for Oppegård og Ås kommune) (Simonsen et al. 2002; Winther-Larsen 2010).



Figur 10. Kart og flyfoto over Taraldrud nord. Rød pil viser rensebassenget.



Figur 11. Foto av rensebassenget Taraldrud nord før oppfylling med vann. Røde punkter markerer prøvepunkter. Foto: R.Roseth (Roseth 2005).



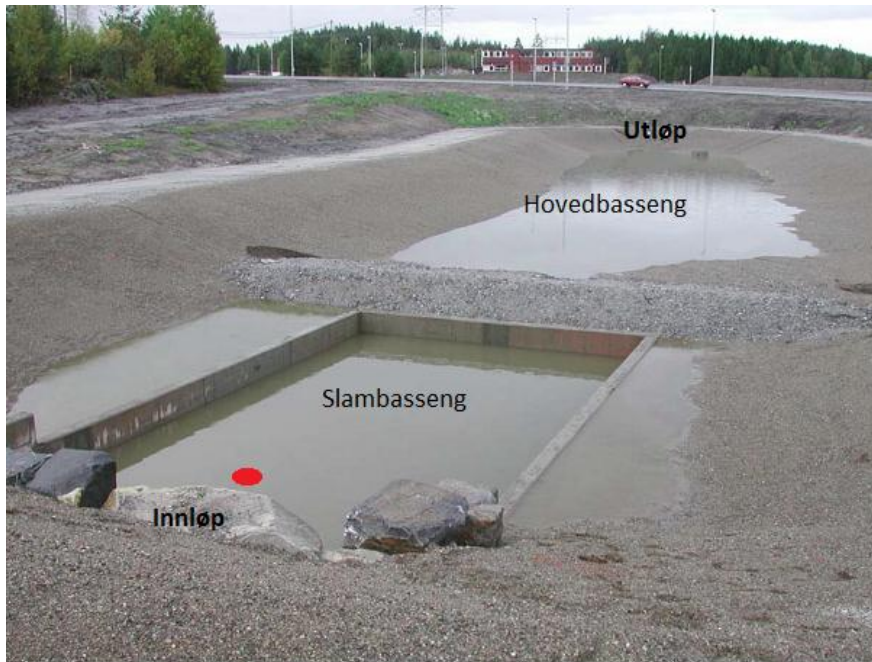
Figur 12. Rensebassenget Taraldrud nord, mai 2010. Slambassenget vises i forgrunnen. Foto: L.S.Heier.

3.1.3 Taraldrudkrysset

Rensebassenget i Taraldrudkrysset ble bygget samtidig som rensbassenget Taraldrud nord (Simonsen et al. 2002). Bassenget er bygget som anlegget Taraldrud nord med et slambasseng og et hovedbasseng med sammenhengende vannspeil (se Figur 14 og Figur 15). Ved høy vannstand blir bassenget betydelig større, opp til 1360 m² (Roseth 2005). Utslipp fra rensbassenget renner ut i Snipetjernsbekken som er tilløpsbekk til Gjersjøen (Winther-Larsen 2010).



Figur 13. Kart og flyfoto over Taraldrudkrysset. Rød pil viser rensbassenget.



Figur 14. Foto av rensebassenget i Taraldrudkrysset før oppfylling med vann. Rødt punkt markerer prøvepunkt. Foto: R.Roseth (Roseth 2005).



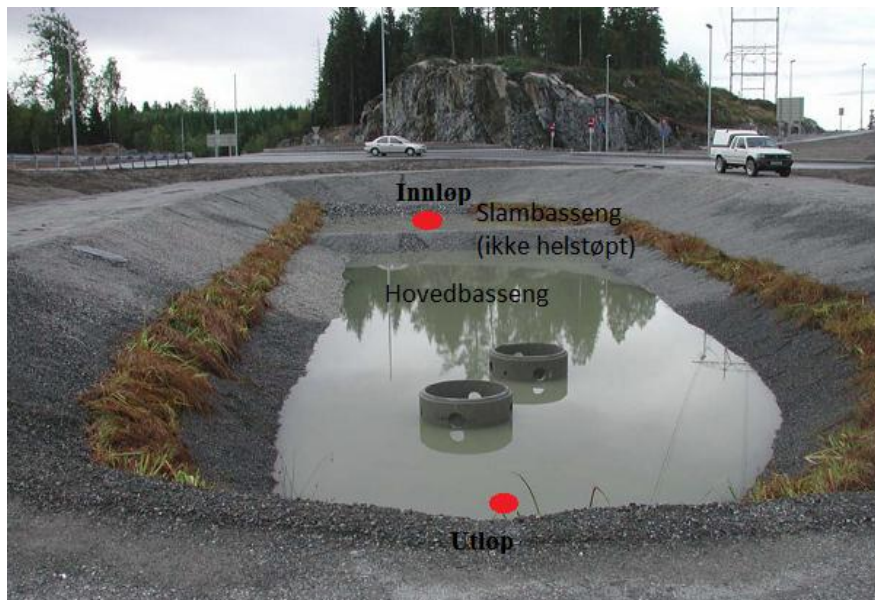
Figur 15. Rensebassenget i Taraldrudkrysset, mai 2010. Slambassenget er i forgrunnen. Foto: L.S.Heier.

3.1.4 Taraldrud sør

Det sørligste rensedbassenget som ble undersøkt i Taraldrud ligger ved avkjøringen til Langhus, og som de to andre Taraldrud-bassengene ble dette bassenget satt i drift i 2004. Anleggets slambasseng er ikke helstøpt. Det rensede vannet blir sluppet ut i Assurbekken som også er tilløpsbekk til Gjersjøen (Simonsen et al. 2002; Winther-Larsen 2010).



Figur 16. Kart og flyfoto over Taraldrud sør. Rød pil viser rensedbassenget.



Figur 17. Foto av rensedbassenget Taraldrud sør før oppfylling med vann. Røde punkter markerer prøvepunkter. Foto: R.Roseth (Roseth 2005).



Figur 18. Rensebassenget Taraldrud sør, mai 2010. Slambassenget vises i forgrunnen.

3.1.5 Vassum

Rensebassenget i Vassum ligger ved E6 i et kryss mellom tre tunneller, og er det eneste av de fem studerte anleggene som mottar tunnelvaskevann. Vaskevannet kommer fra Nordby- (3,8 km, to løp), Smihagan- (0,95 km, ett løp) og Vassumtunnelen (0,85 km, to løp). I tillegg til vaskevann mottar rensenanlegget avrenning fra vegareal (se Tabell 2) (Meland et al. 2010a). Anlegget består av to deler – et støpt slambasseng og et hovedbasseng med justerbar dybde. De to bassengene er skilt med en voll som er under vannoverflata ved høyeste vannstand, se Figur 20 (Snilsberg et al. 2002). Hovedbassenget er delvis gjengrodd på grunn av stor plantevekst. Resipienten for det rensede vannet er Årungselva (Winther-Larsen 2010), og rensesgraden til ulike stoffer er beregnet til 50% – 90% (lavest for sink og høyest for partikler målt som suspendert materiale) (Snilsberg et al. 2002).



Figur 19. Kart og flyfoto over Vassum. Rød pil viser rensebassenget.



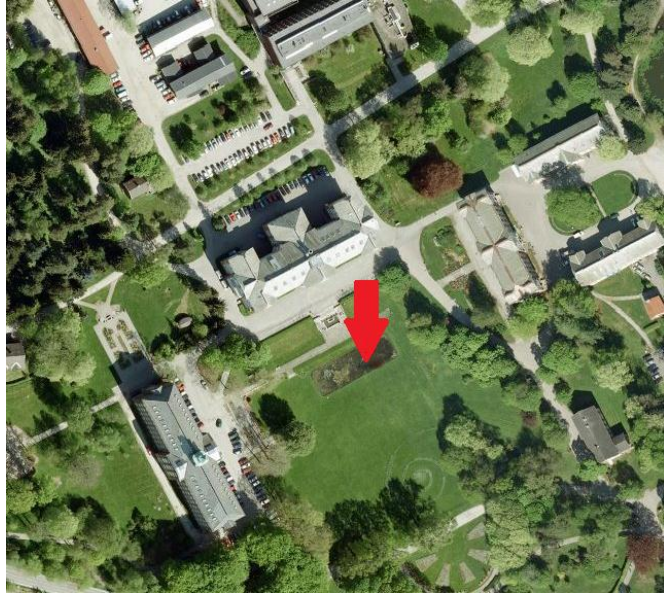
Figur 20. Foto av rensebassenget i Vassum før oppfylling med vann. Røde punkter markerer prøvepunkter.
Foto: R.Roseth (Snilsberg et al. 2002).



Figur 21. Hovedbassenget av rensbassenget i Vassum (delvis gjengrodd) med nordbyttunellen i bakgrunnen, mai 2010. Foto: L.S.Heier.

3.1.6 Kontrolldammer

To dammer ble benyttet som kontroll i studien. Begge dammene er omtrent på størrelse med de minste rensbassengene og antas å være så godt som upåvirket av vegavrenning da de ligger skjermet fra veger. De kan likevel være påvirket av andre antropogene kilder som gårdsdrift og parkvirksomhet. Den første dammen kalles Urdammen og ligger på campus på UMB i Ås kommune, se Figur 22 og Figur 23. Den andre dammen er en gårdsdam på Heier i Degernes i Rakkestad kommune, se Figur 24 og Figur 25.



Figur 22.2 Flyfoto av Urdammen på UMB, markert med rød pil.



Figur 23. Urdammen på UMB, høsten 2010.



Figur 24. Flyfoto av gårdsdammen på Heier i Degernes, markert med rød pil.



Figur 25. Gårdsdammen på Heier i Degernes, våren 2008. Foto: O.H.Heier.

3.2 Feltarbeid

Innsamling av invertebrate bunndyr ble utført ved bruk av grovmasket håv i samtlige rensedbasseng og kontrolldammer 11.- og 12. mai 2010. Bunndyrene som ble samlet inn var øyestikker- og døgnfluenymfer. Alle organismene ble fanget med håv fra land (Figur 26). Kun ønskede organismer (øyestikker- og døgnfluenymfer) ble plukket. De ble oppbevart i lukkede plastrør og ble fryst ned på laboratoriet samme dag. Det var til dels stor variasjon i antall og type organismer mellom dammene (videre brukes dam som fellesbetegnelse for rensedbassengene og kontrolldammene). Innad i dammene var variasjonene derimot mindre.

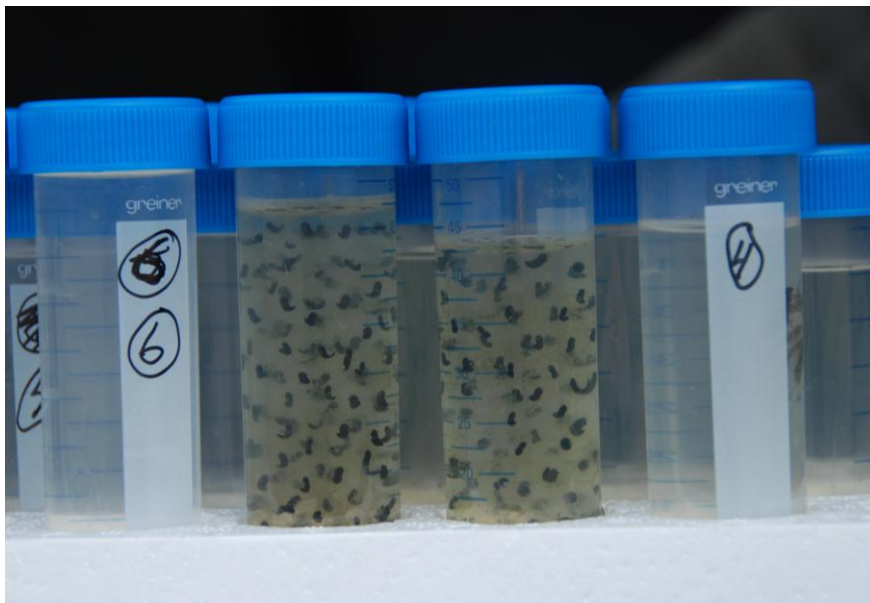
Innsamling av egg og larver fra buttsnutefrosk (*Rana temporaria*) fant sted 24. april, 30. april, 21. mai og 11. juni 2010 i Skullerudkrysset rensedbasseng (ved punktet midt i bassenget, se Figur 8).

I rensedbassengene Skullerudkrysset, Taraldrud nord og Vassum ble det hentet bunndyrprøver, vannprøver og sedimentprøver på tre punkter: i slambassenget (for Skullerudkrysset ble hovedbassengets innløp brukt da slambassenget er lukket, se Figur 8), omtrent midt i hovedbassenget (langs land) og ved hovedbassengets utløp (Figur 8, Figur 11 og Figur 20). I Taraldrud sør rensedbasseng ble det hentet bunndyrprøver, vannprøver og sedimentprøver på to punkter: i slambassenget og ved hovedbassengets utløp (Figur 17). I Taraldrudkrysset ble prøvene tatt ved kun ett punkt; ved bassengets innløp (Figur 14). Rensedbassengenes størrelse samt forekomst av bunndyr lå til grunn for antall prøvepunkter. I kontrolldammene ble det hentet vannprøver, sedimentprøver og bunndyrprøver fra kun ett punkt.

Det ble tatt to vannprøver på hvert prøvepunkt, en som senere ble brukt til måling av totalt organisk karbon og anioner, og en for analysering av tungmetaller (disse ble syrekonservert). Én sedimentprøve ble også tatt på hvert prøvepunkt. Disse prøvene ble tatt ved å skrape litt av det øverste laget av sedimentet med en liten spade. Sedimentprøvene ble senere brukt for tungmetallanalyse av sedimentet, samt beregning av tørrstoff og glødetap. Hensikten med vannprøvene og sedimentprøvene var å dokumentere forurensingsbelastningen i de ulike bassengene. På hvert prøvepunkt ble det i tillegg målt pH, ledningsevne (pH- og konduktivitetmeter Extech ExStik II EC510) og O₂-innhold (oksymeter Extech DO600).



Figur 26. Bunndyr ble fanget med håv. Foto: M.T.Nyheim (venstre) og L.S.Heier (høyre).



Figur 27. Prøvene ble samlet i plastrør. Dette bildet viser innsamlede froskeegg. Foto: L.S.Heier.

3.3 Vannanalyser

På laboratoriet ble vann, samt sediment og organismer, analysert for følgende tungmetaller: As (arsen), Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb (antimon) (halvmetall) og Zn. Kun totale konsentrasjoner ble målt. I tillegg ble noen vannkvalitetsparametere analysert. Analysene ble utført på Institutt for plante- og miljøvitenskap (IPM) på Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB) og på Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) på Kjeller. Ansatte ved IPM (Lene Sørli Heier, Karl Andreas Jensen og Solfrid Lohne) og FFI (Marita Ljønes) utførte analysene. Alt forarbeid samt tolkninger av analysene er utført av undertegnede.

3.3.1 Totalt organisk karbon og anioner

Totalt organisk karbon (TOC) ble målt i vannprøvene av instrumentet Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer, mens klorid-, fosfat-, sulfat- og nitrat-N-konsentrasjoner ble målt ved kromatografi av instrumentet Iachat IC5000 Ion Chromotograph (Zellweger analytics Inc.).

3.3.2 Tungmetaller i vann

Vannprøvene som ble syrekonservert (2% HNO₃) ble analysert for en rekke tungmetaller på induktivt koblet plasma optisk emisjonsspektrometri (ICP-OES, modell Perkin Elmer Optima 5300 DV) og induktivt koblet plasma massespektrometri (ICP-MS, modell Thermo Scientific XSERIES 2). Internstandarder, blanke prøver (for bakgrunnskontroll) og referansemateriale (SRM 1643e, National Institute of Standards and Technology) ble brukt som kvalitetskontroll. Tabell 3 gir en oversikt over hvilke grunnstoffer vannet ble analysert for, samt grunnstoffenes deteksjonsgrenser og kvantifiseringsgrenser. Deteksjonsgrensene er beregnet som 3x standardavviket til fem blankprøver og kvantifiseringsgrensene er beregnet som 10x standardavviket til fem blankprøver.

Tabell 3. Deteksjonsgrenser og kvantifiseringsgrenser for grunnstoffer i vann analysert på ICP-OES og ICP-MS.

	ICP-MS									ICP-OES	
	As µg/L	Cd µg/L	Co µg/L	Cr µg/L	Cu µg/L	Ni µg/L	Pb µg/L	Sb µg/L	Zn µg/L	Na mg/L	Zn µg/L
Deteksjonsgrense	0,0045	0,0016	0,0037	0,040	2,7	0,036	0,12	0,0034	1,6	0,011	2,7
Kvantifiseringsgrense	0,015	0,0055	0,012	0,13	8,9	0,12	0,39	0,011	5,4	0,036	9,0

For Zn er ICP-MS-verdiene benyttet da deteksjonsgrensen var lavest på ICP-MS.

3.4 Sedimentanalyser

3.4.1 Tørrstoff og glødetap

Sedimentet ble tørket ved 105 °C i 48 timer for å beregne tørrstoff (sedimentets tørrvekt dividert på sedimentets våtvekt). Det tørkede sedimentet ble videre forasket i glødeskap ved 550 °C i 8 timer. Glødetap er vektdifferansen mellom tørket og glødet sediment.

3.4.2 Tungmetaller i sediment

Tørket sediment (tørket ved 105 °C i 48 timer) ble oppluttet ved kjøring på ultraclave (MILESTONE ultraCLAVE Mod. Act. 33). Se Vedlegg 1.1 for grafisk fremstilling av ultraclaveprogrammet som ble brukt. Sedimentprøvene ble videre analysert for 9 tungmetaller (de samme som for vannprøvene, se kapittel 3.3) på ICP-MS (Perkin Elmer Sciex ELAN 6000). Gjennomsnittsvekten for innveing av sediment er 0,30 g. En oversikt over tungmetallene som sedimentet ble analysert for, samt tungmetallenes deteksjonsgrenser og kvantifiseringsgrenser (beregnet ut ifra 6 blankprøver) er gitt i Tabell 4.

Tabell 4. Deteksjonsgrenser og kvantifiseringsgrenser for tungmetaller i sediment analysert på ICP-MS. Alle konsentrasjoner er gitt i µg/g tørrvekt.

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
Deteksjonsgrense	0,0028	0,0011	0,00079	0,016	0,076	0,0060	0,0060	0,00095	0,011
Kvantifiseringsgrense	0,059	0,024	0,017	0,34	1,6	0,13	0,13	0,020	0,24

Fem paralleller fra ett prøvepunkt (utløp Skullerudkrysset) ble først analysert for å teste homogeniteten til prøvene. Da tungmetallkonsentrasjonene til disse parallellene samsvarte godt (gjennomsnittlig relativt standardavvik er 8,1%, se Vedlegg 2) ble de resterende prøvene kjørt med færre paralleller (fra 4 tilfeldige prøvepunkter ble det kjørt tre paralleller, fra de resterende prøvene ble det kjørt uten paralleller).

River Sediment (Certified Reference Material LGC6187, LGC Standards) og Estuarine Sediment (Standard Reference Material 1646, National Institute of Standards and Technology) ble brukt som referansemateriale ved analyse av sedimentprøvene. Resultatene viser at nøyaktigheten stort sett er god, dvs. at verdiene hovedsakelig er innen den sertifiserte verdien \pm to standardavvik (illustrert i Vedlegg 3). Internstandard (4 mg/l av tellur (Te), indium (In), thallium (Tl) og rhodium (Rh) i 2% HNO₃) og blanke prøver ble brukt som kvalitetskontroll.

3.5 Tungmetallanalyser i biota

For å hindre variasjon som følge av ulik akkumuleringsevne hos ulike grupper var det ønskelig å benytte kun én bunndyrsgruppe som indikatororganisme. Libellenymfer var mest ønsket da de er størst, men det var ikke mulig å samle inn libeller fra alle dammene. Det ble derfor besluttet å inkludere vannnymfer og døgnfluer i analysen. Buttsnutefrosk er som nevnt også benyttet som indikatororganisme i studien.

Før innveining ble bunndyrene og froskelarvene skylt i milliQ vann for å fjerne eventuelt vann på overflaten av organismene fra dammene. Organismene ble deretter veid (våtvekt) og videre fordelt i ultraclaverør. Froskeeggene ble dissekert før de ble fordelt i rør slik at kun selve egget ble brukt mens gelelaget ble fjernet (froskeegg er innkapslet i et gelelag). For å få nok materiale å analysere på, ble det laget blandprøver for alle organismegrupper med unntak av libellene (de hadde nok masse til at de kunne analyseres enkeltvis). Hver blandprøve inneholdt like organismer (organismer fra samme gruppe) fra kun ett prøvepunkt. Antall individer i hver blandprøve var som vist i Tabell 5.

Tabell 5. Antall individer i hver blandprøve. Antall froskeegg varierte ut ifra størrelse.

Art	Libelle	Vannnymfe	Døgnflue	Froskelarver	Froskeegg
Antall	1	5	15	10	40/20

Disse antallene er konsekvente og ble gjort for hvert prøvepunkt. I tillegg ble det kjørt paralleller av blandprøver fra hvert prøvepunkt for å undersøke variasjonene. Grunnet variasjoner i materialmengde (antall innsamlede dyr) varierer antall paralleller som ble kjørt. Fra de prøvepunktene der det var tilstrekkelig materiale ble fem paralleller kjørt, for de resterende ble det kjørt færre paralleller.

Organismene ble analysert for innhold av 9 tungmetaller (se kapittel 3.3). Organismene ble først løst opp ved bruk av ultraclave (MILESTONE ultraCLAVE) før prøvene ble analysert på ICP-OES (Perkin Elmer Optima 5300 DV) og ICP-MS (Perkin Elmer Sciex ELAN 6000 og Thermo Scientific XSERIES 2). Se Vedlegg 1.2 for grafisk fremstilling av ultraclaveprogrammet for organismer. Tungmetallenes deteksjonsgrenser og kvantifiseringsgrenser (beregnet ut ifra 10 blankprøver) er vist i Tabell 6.

Tabell 6. Deteksjonsgrenser og kvantifiseringsgrenser for tungmetaller analysert på ICP-MS og ICP-OES. Alle konsentrasjoner er gitt i µg/g våtvekt. På ICP-MS er libeller analysert på XSERIES 2, mens de resterende organismene er analysert på ELAN 6000. Alle organismer er analysert på Optima 5300 DV.

	ICP-MS									ICP-OES	
	As ng/g	Cd ng/g	Co ng/g	Cr µg/g	Cu µg/g	Ni µg/g	Pb µg/g	Sb ng/g	Zn µg/g	Cu µg/g	Zn µg/g
Deteksjonsgrense											
Libeller	1,3	0,25	0,76	0,0049	0,0033	0,019	0,0044	0,91	0,035	0,081	0,29
Vannymfer	0,68	1,0	0,15	0,022	0,027	0,039	0,0029	0,57	0,020	0,042	0,15
Døgnfluer	0,78	1,2	0,17	0,025	0,031	0,045	0,0033	0,65	0,023	0,048	0,17
Froskeegg	0,99	1,5	0,21	0,032	0,040	0,057	0,0042	0,83	0,029	0,027	0,096
Froskelarver	0,44	0,65	0,095	0,014	0,018	0,025	0,0018	0,37	0,013	0,061	0,22
Kvantifiseringsgrense											
ELAN 6000	51	76	11	1,6	2,0	2,9	0,22	43	1,5		
XSERIES 2		9,9	29	0,19	0,13	0,75	0,17	35	1,4		
Optima 5300 DV										3,1	11

Tungmetallene som er analysert på ICP-OES (Cu og Zn) er også analysert på ICP-MS. Da deteksjonsgrensene er lavest på ICP-MS er analysene fra ICP-MS brukt for samtlige tungmetaller.

Referansematerialet Bush Branches and Leaves (Certified Reference Materials DC78848) ble brukt ved opplutning og analyse av organismene (Vedlegg 3). Internstandard (lik den som ble brukt for sedimentanalysene) og blanke prøver ble brukt for kvalitetssikring av tall.

3.6 Bioakkumuleringsfaktor

Bioakkumuleringsfaktorer (BAF) beskriver og forutser graden av bioakkumulering av stoffer i organismer som kontinuerlig blir eksponert for disse stoffene. Følgende definisjon brukes ved beregning av BAF (Walker 2006):

$$BAF = \frac{\textit{konsentrasjon i organisme } (\mu\textit{g/g})}{\textit{konsentrasjon i sediment } (\mu\textit{g/g})}$$

Bioakkumuleringsfaktorer er beregnet for bunndyrgruppene i de ulike dammene for samtlige studerte tungmetaller (Vedlegg 4).

3.7 Forurensningsindeks

For å sammenligne og rangere dammene i forhold til hverandre, er forurensningsindekser (FI) beregnet for samtlige prøvepunkter. Denne beregningen er gjort ved først å legge sammen alle konsentrasjonene for hvert enkelt tungmetall. Deretter er hver tungmetallkonsentrasjon fra hver enkelt prøve dividert på denne summen. Til slutt summeres alle tungmetallverdiene fra hvert prøvepunkt. Dette gir en forurensningsindeks for hvert prøvepunkt. En høy verdi viser stor forurensende belastning. Det er beregnet FI både med hensyn på vann og sediment.

$$FI (\textit{dam } x) = \frac{As (\textit{dam } x) (\mu\textit{g/g})}{As (\textit{alle dammer}) (\mu\textit{g/g})} + \frac{Cd (\textit{dam } x) (\mu\textit{g/g})}{Cd (\textit{alle dammer}) (\mu\textit{g/g})} osv.$$

3.8 Statistikk

Datamaterialet av organismene i denne studien inneholder mange ulike elementer. For å få en oversiktlig og samtidig interessant vinkling på resultatene, er analysen av dataene delt i tre deler. Da datasettet inneholder både ulike organismer og lokaliteter og alle prøvene er analysert for 9 tungmetaller, er en grundig diskusjon av resultatene begrenset til deler av materialet. Den første delen av diskusjonen består av en overordnet multivariat statistisk analyse uten de store spesifikke dykk i resultatene. Store linjer og trender i datamaterialet for

bunndyrene vil bli diskutert. Videre er mindre deler av datamaterialet tatt ut for å diskutere noen forekomster grundigere. I disse delene er univariat statistikk benyttet.

3.8.1 Multivariat statistikk

Den tekniske delen av den multivariate statistikken ble utført av Sondre Meland ved bruk av CANOCO 4.55, mens undertegnede har gjort tolkninger av resultatene.

To multivariate analyser ble utført på bunndyrmaterialet: principal komponent analyse (PCA) og redundancy analyse (RDA). PCA er en “unconstrained” lineær metode (indirekte gradientanalyse) som beskriver variasjonen i datamaterialet ved å beregne ordinasjonsakser. 1. akse kan dermed bli tolket som den beste teoretisk mulige forklaringsvariabelen, mens 2. akse er den nest beste teoretiske forklaringsvariabelen, osv. RDA beskriver variasjonen med et sett forklarende variabler og ble utført etter PCA analysen. Denne metoden er “constrained” og lineær (direkte gradientanalyse), og ordinasjonsaksene korresponderer til retningene til de største datasettvariasjonene som kan forklares av de forklarende variablene (Leps & Smilauer 2009). PCA og RDA er komplementære analyser og bør derfor alltid utføres sammen (Meland 2010b).

I denne studien er det kjørt en multivariat analyse som behandler BAF. For denne analysen er det kjørt en PCA og to RDA modeller; en med de ulike dammene og bunndyrgruppene som forklaringsvariabler og en med dammene som forklaringsvariabel og bunndyrgruppene som co-variabel. Forklaringsvariablene er kategoriske variabler, det vil si dummy-variabler kodet med 1 og 0, mens co-variabler er variabler som det korrigeres for. Da denne studien har fokus på å finne forskjeller i opptak mellom dammene og ikke mellom ulike bunndyrgrupper, er co-variabler benyttet i et forsøk på å luke vekk variasjoner som kan tilskrives ulikheter i tungmetalloptak (passivt eller aktivt) mellom ulike bunndyrgrupper. Dataene ble log-transformert ($\log(x + 1)$) for å redusere effekten av ekstrem verdier, og videre sentrert og standardisert før analyse. Modellene ble statistisk testet ved å benytte Monte Carlo permuteringstest (499 permuteringer). Bruk av RDA kombinert med en Monte Carlo test gjør det mulig å teste nullhypoteser. $p < 0,05$ er satt som signifikantsnivå.

Resultatet av RDA analysen blir fremstilt i ordinasjonsdiagram (biplot) som viser BAF-verdier i bunndyrene som piler, og dammer og ulike bunndyrgrupper som punkter (kun

dammer for analysene med bunndyrgrupper som covariabler). Pilene peker i den retningen som har størst stigning i BAF-verdi for det korresponderende tungmetallet, og vinkelen mellom pilene indikerer graden av korrelasjon. Piler som peker i samme retning er positivt korrelert, mens piler som peker i motsatt retning er negativt korrelert. 90° vinkel mellom piler svarer til null korrelasjon. Punktene plassering korresponderer til deres korrelasjon med aksene og pilene. Ved å projisere punktene ned på pilene kan man bestemme den interne rangeringen blant dammene eller bunndyrgruppene med hensyn på det spesifikke tungmetallet. Punkter nær origo har gjennomsnittlig BAF-verdi av det bestemt tungmetallet. Biplot legger grunnlaget for muligheter til svært mye tolking, men i denne oppgaven er de brukt til å få frem hovedtrekkene i datamaterialet til bunndyrene (Leps & Smilauer 2009; Meland 2010b).

3.8.2 Univariat statistikk

Univariat statistikk ble utført ved bruk av Minitab 16.

Univariat statistikk ble utført på libelleanalysene fra Vassum samt froskeanalysene fra Skullerudkrysset. For datamaterialet av libellene ble variansanalyse (ANOVA) benyttet, da datamaterialet var normalfordelt (ved normalfordelingstest) og variansen var lik (ved Levene's test). Kruskal-Wallis test ble benyttet for froskematerialet da dette datamaterialet ikke var normalfordelt. Begge analysene er enveis variansanalyser som finner eventuelle signifikante forskjeller i metallkonsentrasjoner mellom de ulike prøvene. $p < 0,05$ ble satt som signifikantsnivå.

I tillegg ble en t-test utført på libelle- og vannymfedataene fra prøvepunktet midt i Vassum rensebasseng. Originaldataene er log-transformert ($\log x$) for å få normalfordelte verdier.

Korrelasjons- og regresjonsanalyser er benyttet for å studere korrelasjoner i resultatene.

4 Resultater og diskusjon

4.1 Vann

Analyser av vannprøver og sedimentprøver fra de ulike prøvelokalitetene dokumenterer forurensingsbelastningen i rensedbassengene, samt eventuell forurensning i kontrolldammene. Tabell 7 og Tabell 8 gir en oversikt over generelle vannkvalitetsparametere i vannprøvene. Noen av disse vannkvalitetsparametere inngår i Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif, tidligere Statens forurensningstilsyn (SFT)) sin klassifisering av miljøkvalitet (Andersen et al. 1997; Molvær et al. 1997). Fargene i tabellene angir hvilken forurensningsklasse vannet plasseres i ut ifra klassifiseringssystemet for vannforekomster (se Vedlegg 5 for eksakte grenseverdier). Blått svarer til klasse I som indikerer ubetydelig til lite forurenset, grønt svarer til klasse II som indikerer moderat forurenset, gult svarer til klasse III som indikerer markert forurenset, orange svarer til klasse IV som indikerer sterkt forurenset og rødt svarer til klasse V som indikerer meget sterkt forurenset (Andersen et al. 1997). Ingen farge (hvitt) betyr at det ikke finnes grenseverdier i dette klassifiseringssystemet.

Tabell 7. Generelle vannkvalitetsparametere i vannprøvene fra dammene tatt ved bunndyrinnsamling 11.- og 12. mai 2010. Parametere med klassifiseringsnivåer er angitt med ulike farger.

		Konduktivitet µS/cm	pH	Temperatur °C	Fosfat µg/L	Klorid mg/L	Nitrat mg/L	Sulfat mg/L	Na mg/L	TOC mg/L
Skullerudkrysset	Inn	526	8,1	6,4	1	100	0,28	16,6	76,2	4,82
	Midt	542	8,0	6,5	<1	105	0,019	19,2	69,9	5,14
	Ut	554	7,4	6,2	<1	110	0,034	19,0	81,7	5,34
Taraldrud nord	Inn	357	8,8	12,8	<1	89,6	0,29	5,14	68,1	2,74
	Midt	361	8,4	11,4	4	88,6	0,25	5,19	65,9	2,60
	Ut	367	8,2	10,5	11	87,9	0,31	5,18	59,5	2,53
Taraldrudkrysset	Inn	631	9,8	14,5	<1	139	0,16	36,5	81,5	8,67
Taraldrud sør	Inn	545	7,9	12,8	<1	149	0,030	2,91	95,3	2,51
	Ut	560	8,0	12,0	13	148	0,27	2,92	100	2,62
Vassum	Inn	813	8,1	16,1	1	194	1,3	25,6	163	5,02
	Midt	1358	8,5	14,9	<1	383	0,38	21,3	301	6,78
	Ut	1316	8,1	14,9	<1	423	0,22	27,3	300	8,06
UMB		227	8,9	17,6	37	20,9	0,018	14,9	8,03	4,86
Heier		100	7,9	8,7	4	7,62	<0,010	2,86	4,18	5,13

Tabell 8. Generelle vannkvalitetsparametere i vannprøvene tatt ved innsamling av froskeegg og –larver i Skullerudkrysset. Parameterne med klassifiseringsnivåer er angitt med ulike farger.

		Konduktivitet μS/cm	pH	Temperatur °C	Fosfat μg/L	Klorid mg/L	Nitrat mg/L	Sulfat mg/L	Na mg/L	TOC mg/L
	30. april				<1	25,2	<0,01	8,31	16,7	5,40
Skullerudkrysset	21. mai	539	7,8	16,0	<1	113	<0,01	17,8	81,0	5,53
	11. juni	728	7,4	15,9	48	128	0,02	20,7	106	5,91

I vegavrenning er konduktiviteten ofte korrelert med bruken av vegsalt (Marsalek 2003; Vaa & Sakshaug 2007), og av den grunn er natrium (Na) tatt med som en generell vannkvalitetsparameter. Det er god korrelasjon mellom kloridkonsentrasjonene og konduktiviteten i dammene ($r=0,982$, $p=0,000$), mens korrelasjonen ikke er signifikant for Na-konsentrasjonene og konduktiviteten ($r=0,338$, $p=0,237$). Konduktiviteten er høyest i rensedbassenget i Vassum og lavest i kontrolldammene.

Tabell 9 og Tabell 10 viser konsentrasjonene til de undersøkte tungmetallene i vannprøvene fra rensedbassengene og kontrolldammene. Som for de generelle vannparameterne inngår noen av tungmetallene i Klifs klassifisering av miljøkvalitet (Andersen et al. 1997). Disse er vist med fargekoder i tabellene. For Cd, Ni og Pb finnes nye grenseverdier (laget i forbindelse med innføringen av EUs rammedirektiv for vann) (Iversen 2009), men disse er ikke benyttet i denne studien, da grenseverdiene hovedsakelig er benyttet for å rangere dammene i forhold til hverandre. Av denne grunn er ikke hvilke grenser som er benyttet så viktig.

Tabell 9. Tungmetallinnhold i vannprøvene fra dammene tatt ved bunndyrinnsamling 11.- og 12. mai 2010. Alle konsentrasjoner er gitt i µg/L. Tungmetallene med klassifiseringsnivåer er angitt med ulike farger.

		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
Skullerudkrysset	Inn	0,20	0,028	0,34	4,5	11	1,4	0,95	1,0	34
	Midt	0,19	0,021	0,21	2,7	7,5	1,1	0,58	0,86	19
	Ut	0,15	0,024	0,19	2,6	11	0,97	0,86	0,70	20
Taraldrud nord	Inn	0,21	0,0032	0,10	0,30	2,1	2,0	0,16	0,78	3,6
	Midt	0,24	0,0072	0,19	0,47	3,8	0,77	0,34	0,80	8,1
	Ut	0,21	0,0032	0,11	0,26	4,3	0,56	0,28	0,75	6,3
Taraldrudkrysset	Inn	0,19	0,037	0,12	0,31	4,8	2,6	0,13	0,29	8,1
Taraldrud sør	Inn	0,16	0,0042	0,10	0,44	3,3	0,60	0,17	0,95	15
	Ut	0,26	0,020	0,46	1,6	9,5	1,3	1,2	1,5	78
Vassum	Inn	0,44	0,057	2,1	6,0	24	5,1	2,6	4,4	137
	Midt	0,33	0,032	2,1	1,8	16	5,2	1,5	3,2	112
	Ut	0,27	0,037	1,8	2,1	21	5,0	3,6	3,2	214
UMB		0,24	0,0032	0,074	0,17	0,64	0,89	0,053	0,094	2,3
Heier		0,48	0,0052	0,24	0,58	2,2	1,3	0,29	0,066	1,6

Tabell 10. Tungmetallinnhold i vannprøvene tatt ved innsamling av froskeegg og -larver i Skullerudkrysset. Alle konsentrasjoner er gitt i µg/L. Tungmetallene med klassifiseringsnivåer er angitt med ulike farger.

		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
Skullerudkrysset	30. april	0,17	0,0090	0,079	1,7	5,0	0,83	0,14	0,77	8,7
	21. mai	0,25	0,024	0,076	0,72	6,2	0,92	0,11	0,88	15
	11. juni	0,13	0,020	0,066	0,38	4,1	0,57	0,27	0,21	12

I grove trekk samsvarer konsentrasjoner av tungmetall i vannet med tidligere analyser av vann i rensenanlegg for vegavrenning, men lokale forhold skaper noen variasjoner (Färm 2002; Lee et al. 1997; Lundberg et al. 1999).

I Tabell 9 kommer det fram at Vassum skiller seg ut som det mest forurensede rensedbassenget da de høyeste tungmetallkonsentrasjonene, med unntak av Cr, forekommer i dette bassenget. I tillegg kategoriseres Vassum som sterkt og meget sterkt forurenset med hensyn på mange tungmetaller. Dette har mest sannsynlig sin forklaring i at rensedbassenget i Vassum er det eneste av de fem studerte bassengene som mottar tunellvaskevann, da tungmetaller og andre forurensende stoffer ofte forekommer i høyere konsentrasjoner i tunellvaskevann sammenlignet med avrenningsvann fra veg. Som nevnt oppkonsentreres de forurensende stoffene i tunellene mellom hver vask, og dermed blir konsentrasjonene til de forurensende

stoffene ofte høyere i tunellvaskevann enn i avrenningsvann som ikke har vært i kontakt med tunellvask (Meland et al. 2010a).

Kontrolldammene var antatt å ha lavere tungmetallkonsentrasjoner enn rensebassengene, og dermed best miljøkvalitet. Det viste seg derimot å være små forskjeller mellom tungmetallkonsentrasjonene i kontrolldammene og mange av rensebassengene.

April og tidlig mai 2010 inneholdt flere regndager, i tillegg til at det var mye snøsmelting i april (UMB Fagklima 2010). Tiden siden sist det kom nedbør vil spille inn på tungmetallkonsentrasjonene i vannprøvene, spesielt i rensebassengene. Har det vært en lang periode uten regn kan de fleste stoffene allerede ha sedimentert (Åstebøl 2004), mens mye regn kan gi fortyningseffekt slik at det innkomne vannet ikke er så skittent. Dette gjør at det er usikkerhet knyttet til hvor godt vannanalysene faktisk representerer forholdene i bassengene, da vannkonsentrasjonene er en dynamisk parameter og de målte konsentrasjonene derfor kan bli noe tilfeldige. Av denne grunn er det nyttig å bruke en indikatororganisme som gjenspeiler belastningen over tid, slik denne studien har benyttet frosk.

Blant tungmetallene skiller Cu seg ut og befinner seg med ett unntak i klasse IV og V for samtlige prøvepunkter i rensebassengene.

4.2 Sediment

Andelen tørrstoff og glødetap i sedimentet fra rensebassengene og kontrolldammene er vist i Tabell 11.

Tabell 11. Tørrstoff og glødetap for sediment gitt i prosent.

	Skullerudkrysset			Taraldrud nord			Taraldrudkr.	Taraldrud sør			Vassum			UMB	Heier
	Inn	Midt	Ut	Inn	Midt	Ut	Inn	Inn	Ut	Inn	Midt	Ut			
Tørrstoff	79	48	48	79	77	73	75	77	71	44	16	10	51	50	
Glødetap	2	9	7	4	2	4	3	2	3	16	34	60	10	9	

Glødetapet gir en indikasjon på hvor mye organisk materiale det er i sedimentet (ved stort innhold av organisk materiale er glødetapet høyt). Studier viser store variasjoner i hvor stor andel av de ulike tungmetallene som foreligger adsorbent til organisk materiale (Durand et al. 2004; Stead-Dexter & Ward 2004). Det er derfor vanskelig å si hvor mye det organiske innholdet i sedimentet forklarer forurensningsgraden i dammene. Likevel er det en signifikant korrelasjon mellom glødetap og FI-verdier (kapittel 3.4) basert på sedimentdataene ($r=0,827$, $p=0,000$). Dette gir en indikasjon på at prosentvis store deler av tungmetallmolekylene i sedimentet foreligger adsorbent til organisk materiale.

Tabell 12 viser tungmetallkonsentrasjoner i sedimentprøvene fra rensbassengene og kontrolldammene. Som for tungmetaller i vann inngår noen tungmetaller i sediment i Klifs klassifiseringssystem for kartlegging av miljøtilstand (Kjeldby 2007). Tabellen viser klassifisering av miljøtilstanden for de analyserte tungmetallene som det finnes grenseverdier for. Av tabellen kommer det fram at de fleste tungmetallkonsentrasjonene er høyest ved utløpet. Dette tyder på at tungmetallene binder best til partikler som finnes nær utløpet til bassengene. Små partikler sedimenterer nær utløpet, og trenden av økende tungmetallkonsentrasjoner mot utløpet indikerer derfor at disse partiklene har størst bindingskapasitet.

Tabell 12. Tungmetallinnhold i sedimentprøver fra dammene tatt ved bunndyrinnsamlingen 11.- og 12. mai 2010. Alle konsentrasjoner er gitt i $\mu\text{g/g}$ tørrstoff. Tungmetallene med klassifiseringsnivåer er angitt med ulike farger.

		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
Skullerud krysset	Inn	1,9	0,23	4,8	27	11	17	4,8	0,0064	54
	Midt	1,6	0,14	6,1	38	14	20	6,2	0,0069	59
	Ut	2,0	0,28	9,1	53	30	27	11	0,048	140
Taraldrud nord	Inn	1,0	0,066	8,7	21	9,8	14	5,0	0,0054	46
	Midt	0,95	0,059	6,7	24	13	15	4,8	0,0018	39
	Ut	1,4	0,10	8,1	31	19	18	6,9	0,0023	56
Taraldrud krysset	Inn	2,0	0,44	9,3	25	34	23	8,6	0,0053	110
Taraldrud sør	Inn	0,60	0,072	7,0	21	10	11	5,0	0,0025	73
	Ut	1,5	0,091	10	49	18	27	8,1	0,0029	105
Vassum	Inn	2,7	0,30	20	76	148	40	26	0,028	1104
	Midt	3,1	0,34	17	67	143	34	25	0,034	840
	Ut	3,0	0,44	12	54	178	29	21	0,078	963
UMB		5,4	0,23	9,1	60	16	29	31	0,0021	142
Heier		5,9	0,21	18	65	32	31	34	0,0022	187

Tabell 12 illustrerer at sedimentet i rensebassengene og kontrolldammene etter Klifs klassifiseringssystem stort sett er ubetydelig til lite forurenset. Unntakene finnes hovedsakelig i Vassum, spesielt for Cu og Zn. Høye Cu- og Zn-konsentrasjoner er også gjeldende for vannprøvene, og tilfeller av sterk forurensning i sediment i Vassum stemmer overens med tidligere studier (Leistad 2007; Snilsberg et al. 2002). Dette kan forklares av at Cu og Zn er vanlig forekommende tungmetaller i vegavrenning, og de er ofte til stede i høye konsentrasjoner (Tabell 1). Som for vannanalysene markerer Vassum seg som det mest forurensete rensebassenget med hensyn på tungmetaller i sedimentet (dette illustreres også av FI, se kapittel 4.3).

Tidligere studier av tungmetaller i sediment i noen av de samme rensebassengene viser også at miljøet jevnt over er lite forurenset i henhold til Klif sitt klassifiseringssystem (hovedsakelig ubetydelig til moderat forurenset) (Leistad 2007; Snilsberg et al. 2002). Sammenlikning av resultater fra denne studien med resultater fra Leistad (2007) viser at noen tungmetaller har økt i konsentrasjon, mens andre har sunket (Leistad har undersøkt rensebassengene i Skullerudkrysset, Taraldrudkrysset og Vassum). Ulikheter i tungmetallkonsentrasjoner fra tidligere undersøkelser kan trolig tilskrives at bassengene har blitt eldre, men ulik prøvemethodikk og ulike prøvepunkter i bassengene gjør sammenligningen noe usikker. Ved sammenlikning med andre studier der sediment fra renseanlegg for vegavrenning er undersøkt, både nasjonalt og internasjonalt, er det generelt godt samsvar med tungmetallkonsentrasjonene fra denne studien (Bækken et al. 2005; Färm 2002; Kamalakkannan et al. 2004; Snodgrass et al. 2008).

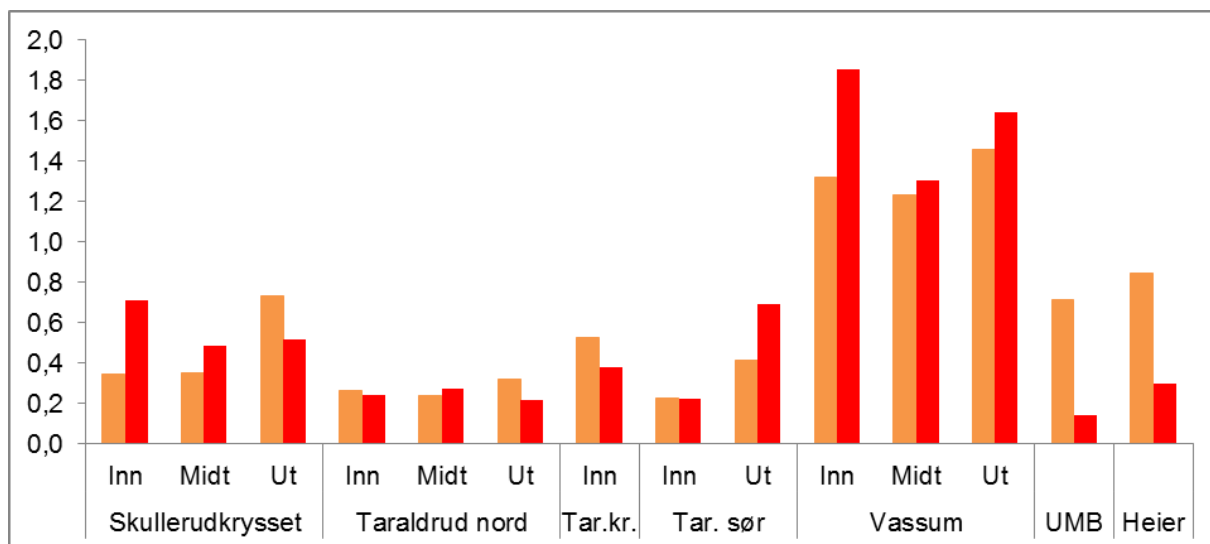
En betydelig andel av tungmetallkonsentrasjonene i rensebassengsedimentet plasseres i klasse I (ubetydelig til lite forurenset). Tungmetallkonsentrasjonene er dessuten i liten eller ingen grad høyere i rensebassengene sammenlignet med kontrolldammene. Dette kan muligens forklares av at kontrolldammene ikke er rene nok sammenlignet med rensebassengene (hadde vært bedre å bruke dammer som er upåvirket av antropogene kilder), og at det derfor blir problematisk å sammenligne tungmetallkonsentrasjonene i rensebassengene opp mot kontrolldammene. Det er også mulig at renseevnen til rensebassengene ikke er like god som antatt, men det er vanskelig å diskutere da ikke rensegraden for bassengene er beregnet i denne studien. En eventuell lav rensegrad har flere mulige årsaker. Blant annet kan vannets oppholdstid i bassenget være for kort, slik at partiklene ikke får tid til å sedimentere. En annen

mulig årsak er at tungmetallene ligger løst i vannfasen, og at de derfor vaskes ut sammen med vannet i utløpet. Høye PAH-konsentrasjoner i rensebassengenes sediment (Leistad 2007) tyder likevel på at det foregår en sedimentering, da PAH ofte er sterkt knyttet til partikler (Kamalakkannan et al. 2004). Høye konsentrasjoner av saltioner er en mulig årsak til at tungmetaller er løst i vannfasen, da sure forhold kan resultere i økt mobilisering av tungmetaller som er bundet til sedimentet (Amrhein et al. 1992). Om dette er tilfelle svekkes rensebassengenes rensegrad ved bruk av vegsalt. Rensebassengenes alder kan også spille inn på rensegraden da det kan ta mange år før et rensebasseng er blitt skikkelig “innkjørt”. Sett fra et internasjonalt perspektiv er rensebassengene i denne studien unge. For flere tungmetaller er sedimentkonsentrasjonene høyest i Vassum og Skullerudkrysset, som er de eldste bassengene. Denne observasjonen bygger opp under alder som en faktor med betydning for rensegraden. En annen mulig årsak er utlekking av tungmetaller.

Generelt gir sedimentdata et mer tidsintegret bilde av situasjonen i rensebassengene sammenlignet med vanndata, da tungmetallkonsentrasjoner i vannet varierer mer over tid og er mer avhengig av metrologiske forhold. Av denne grunn er konklusjoner trukket med utgangspunkt i sedimentanalysene mer solide enn vannprøvene i denne studien.

4.3 Forurensningsindeks

Forurensningsindeksen gir et oversiktlig bilde av miljøtilstanden til de ulike dammene, og gjør det lettere å rangere dammene i forhold til hverandre. FI med hensyn på tungmetallkonsentrasjoner i vann og sediment for de til sammen 7 dammene er gitt i Figur 28.



Tar.kr.=Taraldrudkrysset, Tar. sør= Taraldrud sør.

Figur 28. Forurensningsindeks med hensyn på tungmetallkonsentrasjoner i vann (røde stolper) og sediment (orange stolper) for samtlige prøvepunkter.

Den grafiske fremstillingen av FI illustrerer at FI-verdiene basert på vann- og sedimentdataene er svært like. Korrelasjonen mellom de to indeksene er signifikant ($r=0,832$, $p=0,000$), noe som indikerer at både vann- og sedimentanalysene beskriver tilstanden til dammene godt. For FI-verdiene med hensyn på vanndataene kommer det tydelig fram at Vassum er det mest forurensede rensedbassenget. Videre følger Skullerudkrysset før de tre bassengene i Taraldrudområdet og kontrolldammene. Også FI-verdiene basert på sedimentanalysene viser at Vassum skiller seg ut som det mest forurensede rensedbassenget. I motsetning til vanndataene viser sedimentdataene at kontrolldammene har høyere tungmetallkonsentrasjoner enn flere av rensedbassengene (Tabell 12). Det er spesielt Ni, Pb og Zn som bidrar til høye FI for kontrolldammene med hensyn på sedimentanalysene (disse tungmetallene plasseres i gruppe II av Klif). Årsaken til høye konsentrasjoner av disse tungmetallene er ukjent, men det er mulig at høye Ni-konsentrasjoner kan forklares av innhold av Ni i gjødsel, samt nikkelholdige sprøytemidler (Kofstad). Kontrollbassengenes konstruering etter innføringen av blyfri bensin kan ha sammenheng med at Pb-konsentrasjoner er høyere i kontrolldammene enn i rensedbassengene. Stor forekomst av Zn kan forklares av at dette tungmetallet er et plantenæringsstoff som er ofte er tilsatt i gjødsel (Store norske leksikon 2010).

4.4 Organismer

4.4.1 Hovedlinjer og trender i bunndyraterialet

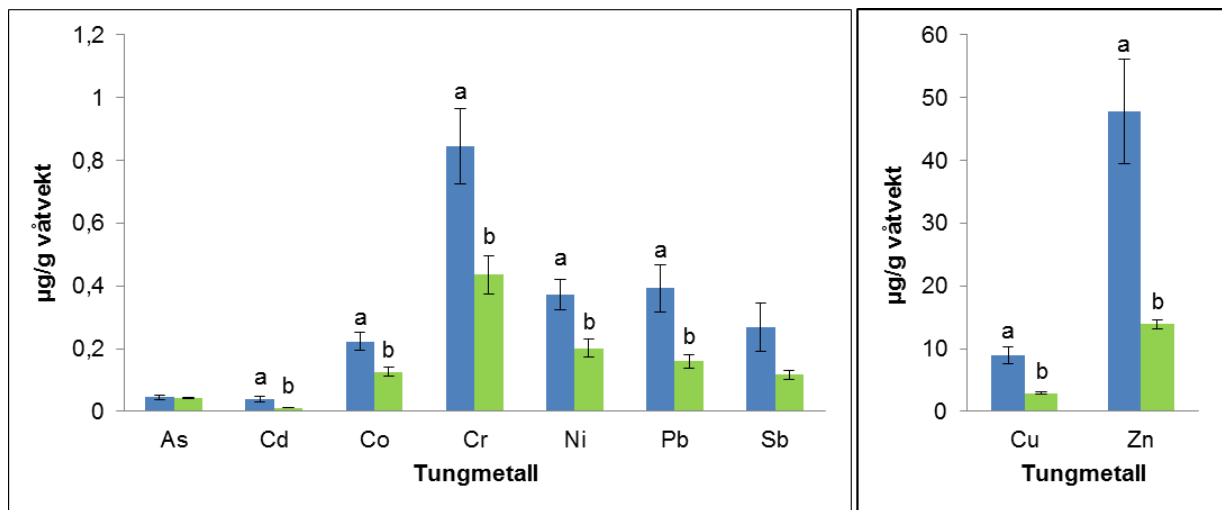
Tungmetallkonsentrasjoner i bunndyrgruppene i de ulike dammene er presentert i Tabell 13 (rådata finnes i Vedlegg 6).

I den videre analysen er BAF-verdier (Vedlegg 4) benyttet for bunndyrgruppene. De gir et mål på tungmetalloptak i forhold til konsentrasjoner i omgivelsene. For BAF-verdiene skiller spesielt Sb seg ut med høye verdier. Dette skyldes mest sannsynlig svært lave Sb-konsentrasjoner i sedimentet for samtlige dammer. Videre sees en trend av lave BAF-verdier i kontrolldammene. Ved sammenligning med de høye tungmetallkonsentrasjonene i vann og sediment i Vassum er BAF-verdiene lave også her. Døgnfluer skiller seg ut som bunndyrgruppen med høyest BAF-verdier.

Tabell 13. Tungmetallkonsentrasjoner i bunndyrgruppene fra rensedbassengene og kontrolldammen. Alle konsentrasjoner er gitt som gjennomsnitt \pm standardavvik, beregnet i $\mu\text{g/g}$ våtvekt.

	Organisme	n	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
Skullerudkrysset	Inn libelle	2	0,016 \pm 0,0019	0,012 \pm 0,0037	0,076 \pm 0,011	0,45 \pm 0,074	4,1 \pm 1,5	0,15 \pm 0,017	0,15 \pm 0,011	0,051 \pm 0,0019	13 \pm 4,9
	Midt vannymfe	3	0,018 \pm 0,0015	0,035 \pm 0,090	0,026 \pm 0,0023	0,19 \pm 0,020	1,4 \pm 0,24	0,069 \pm 0,0056	0,042 \pm 0,053	0,019 \pm 0,0015	11 \pm 1,4
	Ut vannymfe	4	0,039 \pm 0,0082	0,033 \pm 0,0022	0,037 \pm 0,0064	0,23 \pm 0,039	1,8 \pm 0,19	0,089 \pm 0,015	0,055 \pm 0,011	0,016 \pm 0,0025	12 \pm 0,62
Taraldrud nord	Inn døgnfluer	5	0,052 \pm 0,0060	0,031 \pm 0,0041	0,17 \pm 0,024	0,58 \pm 0,095	2,0 \pm 0,24	0,36 \pm 0,069	0,22 \pm 0,042	0,078 \pm 0,017	31 \pm 3,0
	Midt døgnfluer	4	0,052 \pm 0,0087	0,031 \pm 0,0049	0,14 \pm 0,020	0,43 \pm 0,10	1,5 \pm 0,10	0,30 \pm 0,067	0,18 \pm 0,041	0,028 \pm 0,0050	23 \pm 2,1
	Ut døgnfluer	4	0,066 \pm 0,010	0,031 \pm 0,0017	0,16 \pm 0,030	0,56 \pm 0,11	1,5 \pm 0,21	0,38 \pm 0,080	0,22 \pm 0,047	0,036 \pm 0,074	25 \pm 4,0
Taraldrudkrysset	Inn libelle	5	0,073 \pm 0,022	0,15 \pm 0,038	0,29 \pm 0,080	0,47 \pm 0,16	6,6 \pm 2,1	0,65 \pm 0,18	0,33 \pm 0,10	0,045 \pm 0,015	24 \pm 7,0
Taraldrud sør	Inn vannymfe	3	0,027 \pm 0,0019	0,019 \pm 0,0036	0,043 \pm 0,0056	0,10 \pm 0,015	1,4 \pm 0,13	0,052 \pm 0,0090	0,036 \pm 0,0054	0,018 \pm 0,0012	14 \pm 0,86
	Inn døgnflue	1	0,036	0,038	0,12	0,32	1,6	0,18	0,14	0,05	104
	Ut vannymfe	5	0,023 \pm 0,0065	0,022 \pm 0,056	0,030 \pm 0,014	0,057 \pm 0,030	1,3 \pm 0,17	0,035 \pm 0,027	0,026 \pm 0,012	0,012 \pm 0,0051	12 \pm 3,0
Vassum	Inn libelle	6	0,068 \pm 0,016	0,055 \pm 0,014	0,32 \pm 0,076	1,4 \pm 0,43	11 \pm 2,5	0,65 \pm 0,30	0,61 \pm 0,17	0,39 \pm 0,16	34 \pm 17
	Midt libelle	5	0,046 \pm 0,017	0,040 \pm 0,021	0,22 \pm 0,064	0,85 \pm 0,27	9,0 \pm 2,9	0,37 \pm 0,11	0,39 \pm 0,17	0,27 \pm 0,17	48 \pm 19
	Midt vannymfe	3	0,042 \pm 0,0058	0,011 \pm 0,00010	0,13 \pm 0,026	0,44 \pm 0,10	2,9 \pm 0,35	0,20 \pm 0,050	0,16 \pm 0,037	0,12 \pm 0,027	14 \pm 1,2
	Ut libelle	3	0,041 \pm 0,019	0,036 \pm 0,039	0,15 \pm 0,044	0,48 \pm 0,10	7,3 \pm 3,4	0,19 \pm 0,037	0,26 \pm 0,15	0,24 \pm 0,11	54 \pm 36
	Ut vannymfe	1	0,031	0,0060	0,052	0,18	1,9	0,084	0,072	0,046	12
UMB	vannymfe	3	0,022 \pm 0,0034	0,019 \pm 0,0046	0,014 \pm 0,0053	0,057 \pm 0,013	1,3 \pm 0,064	0,042 \pm 0,0078	0,018 \pm 0,0012	0,0018 \pm 0,00058	12 \pm 3,0
	døgnflue	1	0,025	0,029	0,021	0,054	1,1	0,050	0,022	0,0024	19
Heier	vannymfe	5	0,028 \pm 0,0046	0,027 \pm 0,0064	0,074 \pm 0,0067	0,16 \pm 0,029	0,93 \pm 0,12	0,088 \pm 0,014	0,040 \pm 0,0063	0,0015 \pm 0,00014	8,7 \pm 0,43

En stor utfordring i dette datamaterialet er at ikke samme bunndyr er brukt for alle dammene. Studier har vist at både ulike bunndyrgrupper og ulike arter innen samme gruppe har ulik evne til å absorbere, adsorbere og akkumulere tungmetaller (Cid et al. 2010; Dittman & Buchwalter 2010; Duran et al. 2007; Lavilla et al. 2010; Stephansen et al. 2010). Dette er også vist i denne studien. Det er en signifikant konsentrasjonsforskjell ($p < 0,05$) for alle tungmetallene med unntak av As ($p = 0,903$) og Sb ($p = 0,072$) mellom libellene og vannymfene samlet fra “Vassum midt” (p-verdier gitt i Vedlegg 7). For samtlige tungmetaller er gjennomsnittskonsentrasjonen høyest i libellene. Dette indikerer at libeller absorberer tungmetaller i større grad enn vannymfer. Konsentrasjonsforskjellene er vist i Figur 29.



Figur 29. Konsentrasjonsforskjeller mellom libeller (blå stolper, $n = 5$) og vannymfer (grønne stolper, $n = 3$) fra prøvepunktet midt i Vassum rensebasseng. Diagrammet viser gjennomsnittskonsentrasjoner gitt i $\mu\text{g/g}$ våtvekt med standardfeil (SE). Da det er store konsentrasjonsforskjeller mellom tungmetallene er diagrammet delt i to for å få fram forskjellene mellom libeller og vannymfer tydelig. Signifikante konsentrasjonsforskjeller er vist med ulike bokstaver (a og b).

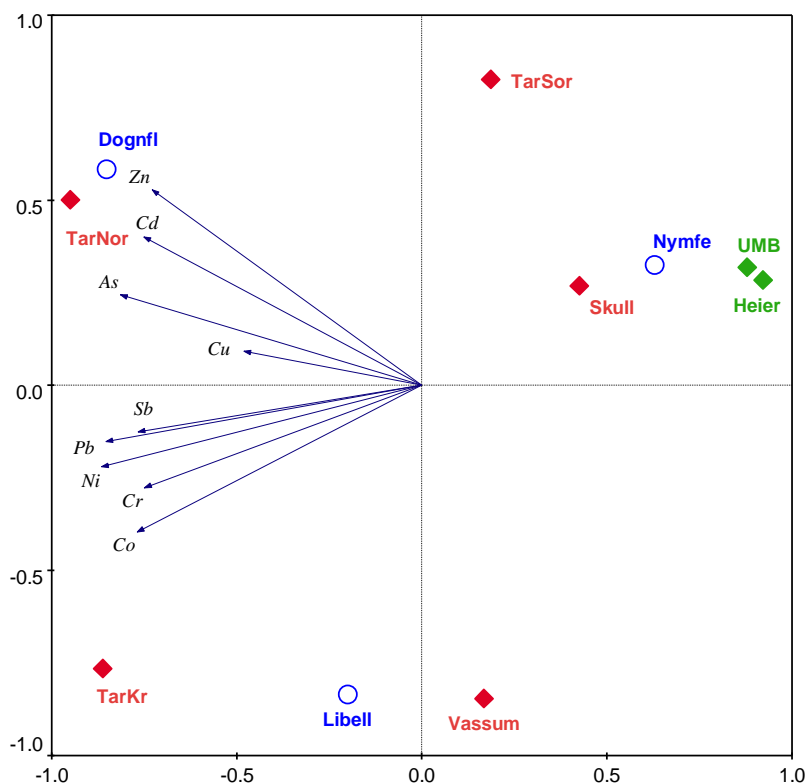
De forskjellige bunndyrgruppene har ulike evner til å akkumulere tungmetaller, som gjenspeiles også i den ene RDA-analysen (Modell I) ettersom gruppene er plassert langt fra hverandre i ordinasjonsplottet (Figur 30). Noen av variasjonene som kommer frem i de multivariate analysene vil derfor trolig skyldes at bunndyrgruppene har ulike evner til å akkumulere tungmetaller. Tabell 14 gir en oversikt over forklaringsprosentene til de fire første aksene, samt total forklaringsprosent for de gjennomførte PCA- og RDA-analysene. p-verdiene er også gitt i tabellen (resultatene for de multivariate analysene finnes i sin helhet i Vedlegg 8).

Tabell 14. Forklaringsprosentene for 1., 2., 3., 4. akse og total samt p-verdiene for alle gjennomførte multivariate analyser. Total for PCA: forklaringsprosenten til de fire første aksene til sammen. Total for RDA: modellens totale forklaring.

	1. akse	2. akse	3. akse	4. akse	Total	p-verdi	
	%	%	%	%	%	1. akse	alle akser
PCA	71	12	8	3	94		
RDA u/co-variabel	58	9	5	2	75	0,002	0,002
RDA m/co-variabel	14	5	2	1	22	0,002	0,002

De fire første aksene i PCA forklarer til sammen 94% av den totale variasjonen, mens 1. akse, som er den teoretisk best mulige forklaringsvariabelen, forklarer 71%.

RDA med de ulike dammene og bunndyrgruppene som forklaringsvariabler (Modell I) ga at 1. akse, som er den beste teoretisk mulige forklaringsvariabelen tatt i betraktning av ulike dammer og bunndyrgrupper som forklaringsvariabler, forklarer 58% ($p=0,002$). Den totale modellen er signifikant ($p=0,002$) og forklarer 75% av variasjonen. Sammenlikning av de fire første aksene i RDA og PCA viser at forskjellene jevnt over er små. Dette betyr at de ulike dammene og bunndyrgruppene er forklaringsvariabler som forklarer variasjonen i datamaterialet bra. Sammenlikning av disse forklaringsprosentene med tilsvarende forklaringsprosent ved analyse av tungmetallkonsentrasjoner i bunndyrgruppene viser at prosentene er svært like (se Vedlegg 8.2). Dette indikerer at BAF er korrelert med tungmetallkonsentrasjonene i bunndyrene. Dette er en rimelig antagelse da bunndyrene trolig sorberer og akkumulerer tungmetaller fra sedimentet. Korrelasjon mellom forurensningsgrad og tungmetallkonsentrasjon i akvatiske bunndyr er også sett i en annen studie (Stephansen et al. 2010). Biplot for RDA med de ulike dammene og bunndyrgruppene som forklaringsvariabler er vist i Figur 30 (grunnleggende tolkning av biplot er gitt i kapittel 3.8.1).



Forkortelser: Skull = Skullerudkrysset, TarNor = Taraldrud nord, TarKr = Taraldrudkrysset, TarSor = Taraldrud sør, Libell = Libelle, Nymfe = vannnymfe, Dognfl = Døgnflue.

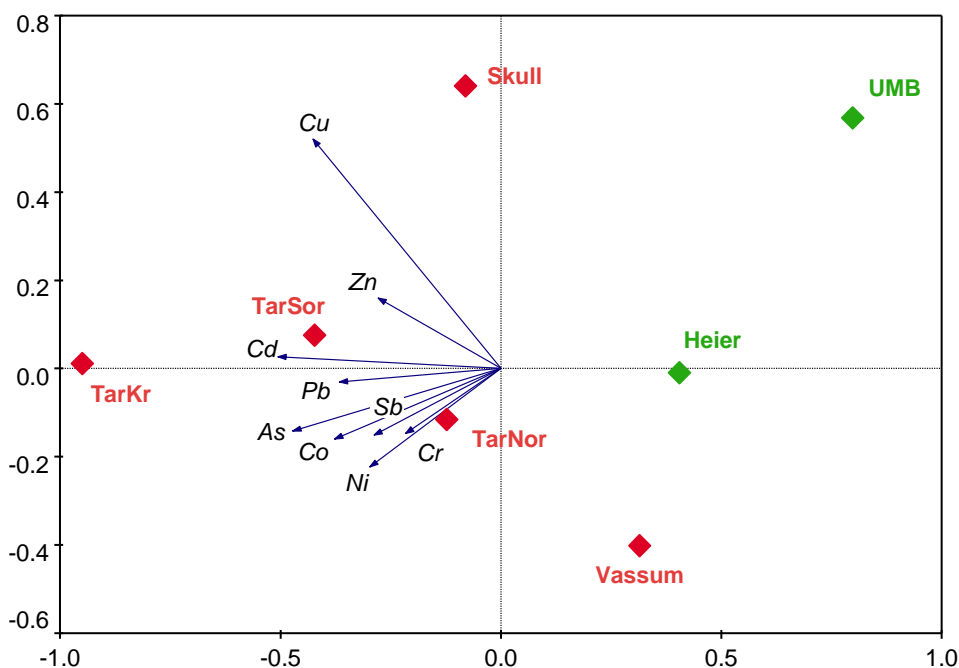
Figur 30. Biplot med de to først aksene for RDA av BAF med de ulike dammene og bunndyrgruppene som forklaringsvariabler.

Biplottet viser at samtlige 9 tungmetaller har størst korrelasjon med første akse. Ved å projekte de ulike dammene ned på første akse kommer det fram at kontroldammene er plassert lengst til høyre i diagrammet og er assosiert med lave tungmetallkonsentrasjoner i bunndyrene, mens rensedammene ligger til venstre og dermed er assosiert med høyere tungmetallkonsentrasjoner i bunndyrene. Dette indikerer at graden av akkumulering av tungmetaller i bunndyrene kan forklares av forurensningsgraden til de enkelte dammene. Det antas at første akse svarer til graden av forurensning i dammene da kontroldammene befinner seg lengst til høyre, mens tungmetallene øker mot venstre. Det stemmer i grove trekk overens med FI-verdiene.

Døgnflue er plassert nærest tungmetallene i biplottet. Det kan forklares av høye BAF-verdier for døgnfluer som indikerer at døgnfluer er en sårbar bunndyrgruppe. Dette illustreres også av Taraldrud nord som både er plassert nært døgnflue og flere tungmetaller (As, Cd og Zn

spesielt). Da det kun er samlet døgnfluer fra Taraldrud nord kan dette sees i sammenheng med plasseringen til døgnflue i biplottet. Denne studien er likevel for liten til å kunne trekke tungtveiende konklusjoner knyttet til bunndyrgruppens sårbarhet for tungmetaller.

De ulike bunndyrgruppens spredning i biplottet indikerer at de ulike gruppene har forskjellige opptaks- og akkumuleringsmønstre. Dette samsvarer med konsentrasjonsforskjellene som er funnet mellom libeller og vannymfer fra "Vassum midt" (Figur 29), og er som nevnt også sett i flere vitenskapelige studier (Dittman & Buchwalter 2010; Lavilla et al. 2010). For å "korrigere" dataene for effekter som kan tilskrives ulikt opptak i ulike organismer er det kjørt en RDA-modell med de ulike dammene som forklaringsvariabel og de tre bunndyrgruppene som co-variabel (Modell II). Denne modellen har en betydelig nedgang i forklaringsgrad (forklaringsgrad 1. akse = 14%, $p=0,002$), noe som illustrerer at "effekten" av ulike bunndyrgrupper er stor. Fortsatt kan likevel 22% av variasjonen i materialet signifikant tilskrives dammene ($p=0,002$) (Tabell 14). Dette viser at det er tydelige forskjeller i BAF som kan tilskrives ulikheter mellom dammene. Ulikhetene mellom dammene er høyst sannsynlig preget av flere faktorer; som ÅDT, avrenningsareal, størrelse på dammene og oppbygging av dammene. Biplottet for Modell II er gitt i Figur 31. Også for denne modellen er prosentene svært like en tilsvarende RDA-modell for analyse av tungmetallkonsentrasjoner i bunndyrene (Vedlegg 8.2).



Figur 31. Biplot med de to først aksene for RDA av BAF med de ulike dammene som forklaringsvariabel og bunndyrgruppene som co-variabel. Forkortelser som i Figur 30.

I biplottet for Modell I ble det antatt at forurensningsgraden til dammene var den beste forklaringsvariabelen. Da fordelingen av dammene endret seg i biplottet for Modell II betyr det at ikke bare forurensningsgraden forklarer variasjonen. Ulike bunndyrgrupper spiller også inn på BAF-verdiene og bekrefter de forskjellige gruppenes ulike evne til å akkumulere tungmetaller. Ved å kjøre to RDA-modeller ser man at den første analysen tillegger effekten av forurensning for stor betydning. Både den numeriske og grafiske fremstillingen av analysen med bunndyr som co-variabel viser at organismetype har stor betydning. Dette er som nevnt også illustrert i Figur 29 som viser at det er signifikante konsentrasjonsforskjeller mellom libeller og vannymfer for 7 av tungmetallene fra “Vassum midt”. Det er likevel knyttet usikkerhet til denne konklusjonen ettersom ikke alle bunndyrgruppene var representert i alle dammene.

Det er også mulig at bunndyrene som finnes i dammene kan si noe om forurensningsbelastningen i de ulike dammene. Døgnfluer er ansett for å være rentvannsorganismer, mens øyestikkere er ansett for å være mer tolerante (Clements et al. 2000; Tollett et al. 2009). En studie gjort på døgnfluer viste at områder med moderat tungmetallforurensning hadde populasjonsreduksjoner opp til 75% (Clements et al. 2000),

mens libellenymfer er vist å tolerere høye konsentrasjoner for flere tungmetaller (spesielt Pb og Cd) (Tollett et al. 2009). Det er derfor rimelig å anta at øyestikkere hovedsakelig forekommer i de mest forurensede dammene, mens døgnfluer bare forekommer i de reneste dammene. Man kan se tendenser til dette i datamaterialet blant annet ved at døgnfluenymfer dominerer i Taraldrud nord (fant ingen øyestikkernymfer i dette bassenget, se Tabell 13), som er dammen med lavest FI (se Figur 28). Likevel er det mulig at andre faktorer er årsaken til fraværet av øyestikkernymfer i dette rensedbassenget, som for eksempel ulike preferanser i valg av habitat. For eksempel er mengde og tetthet av vegetasjon samt graden av kantvegetasjon ganske forskjellig mellom de ulike dammene. Imidlertid er det ikke gjort nærmere undersøkelser av dette i denne studien.

Tungmetallene er i sin helhet nokså likt fordelt i de to RDA-biplottene. Tungmetallene har tilnærmet lik retning i forhold til hverandre og er positivt korrelert til hverandre. Kontrolldammene ligger også i motsatt retning av pilenes retning i begge biplottene. Selv om kontrolldammene er mer spredt i forhold til hverandre i biplottet for Modell II, ligger de fremdeles lenger til høyre enn rensedbassengene. Dette indikerer at BAF er lavere i kontrolldammene sammenlignet med rensedbassengene, selv når det korrigeres for ulike bunndyrgrupper.

En annen interessant observasjon i ordinasjonsplottet for Modell II er at Vassum, som er rensedbassenget som er mest forurensset, er rensedbassenget med lavest BAF-verdier. Dette er mest sannsynlig en konsekvens av beregningen til BAF. Likevel foreligger det noe kritikk av BAF, for eksempel sier DeForest et al. (2007) at det er usikkerhet knyttet til BAF, og at BAF derfor ikke bør brukes uten at konsentrasjonene i omgivelsene (sedimentet) også diskuteres. Det kan derfor være verdt å spørre seg om det ligger en biologisk forklaring bak denne observasjonen, for eksempel at bunndyrene i Vassum akkumulerer tungmetaller i mindre grad enn bunndyrene i de andre dammene.

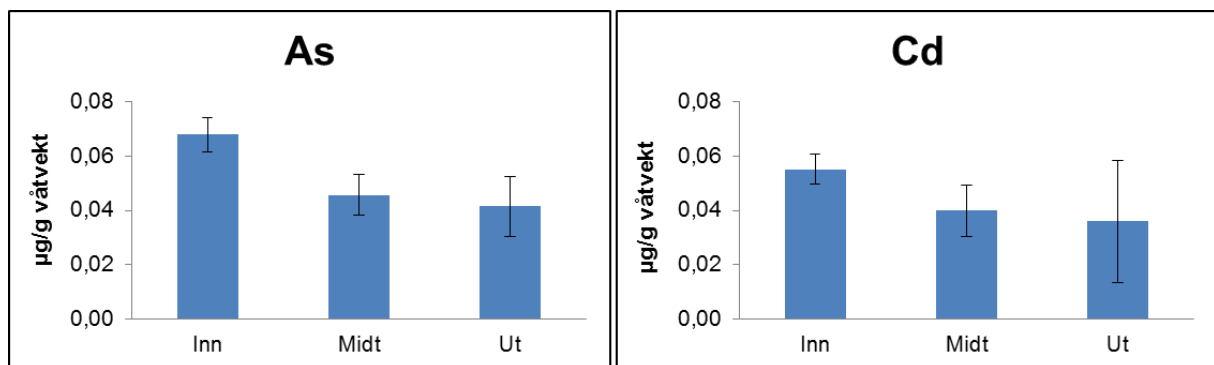
Ved å sette bunndyrgruppene som co-variabler ble Cu i biplottet endret fra å være tungmetallet med minst betydning (kortest pil) til størst betydning (lengst pil). Høye Cu-konsentrasjoner i bunndyr fra rensedbasseng er også vist i en annen studie (Stephansen et al. 2010). Betydningen til Cu kom også fram ved klassifiseringen av Cu-konsentrasjoner i vann og sediment i rensedbassengene, da Cu var tungmetallet som ble markert som mest forurensset etter Klifs klassifisering av miljøtilstand. Ellers er det kun små forskjeller i tungmetallpilene

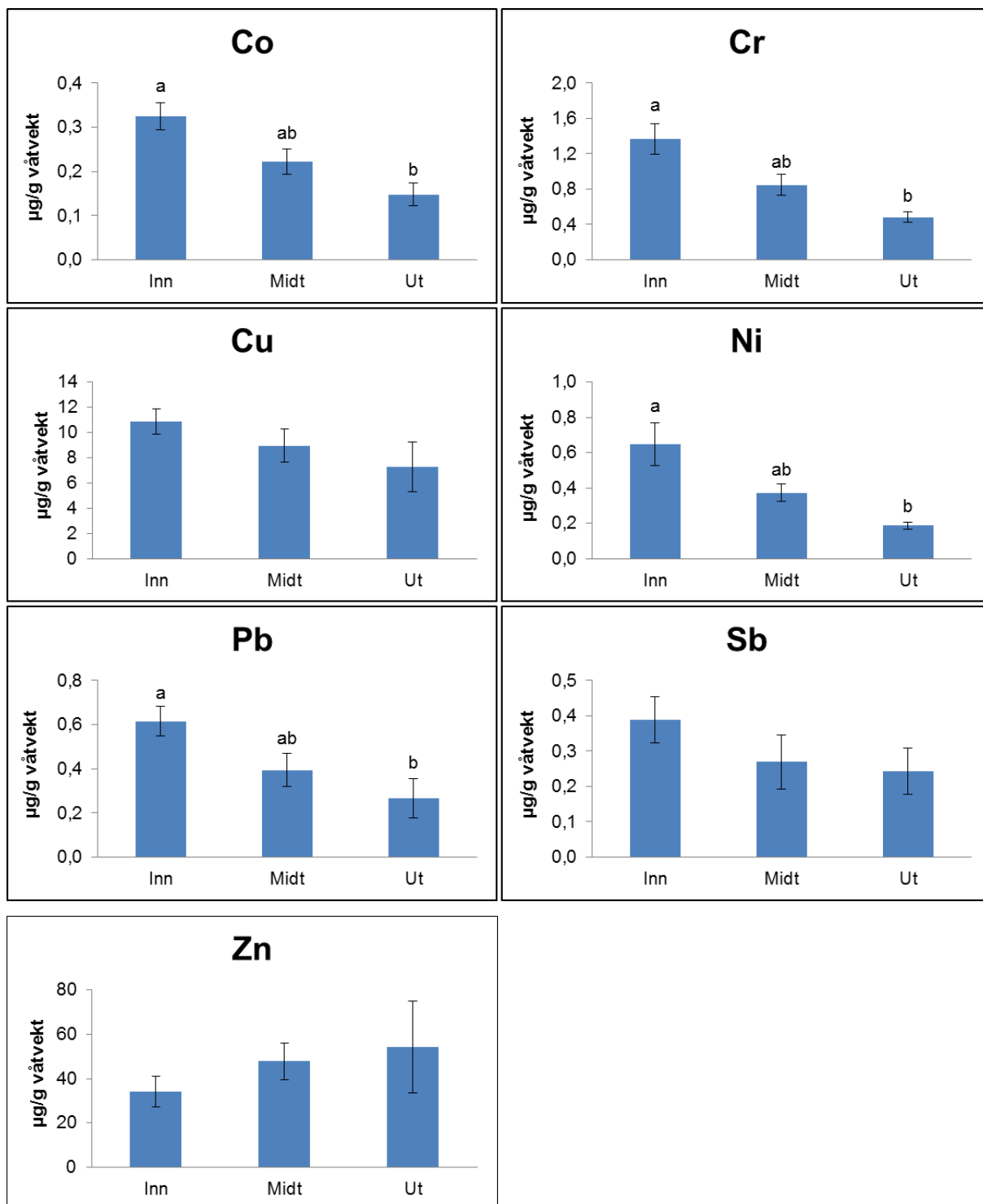
mellom de to biplottene. Ved innføring av co-variabler flyttet Taraldrud sør seg mye nærmere tungmetallene, noe som gir uttrykk for at BAF fra dette rensebassenget er høyere når det korrigeres for ulike bunndyrgrupper.

Kort oppsummert viser analysene at de ulike dammene og bunndyrgruppene er forklaringsvariabler som forklarer variasjonen i datamaterialet godt. Mye tyder på at graden av tungmetallakkumulering i bunndyrene kan forklares av forurensningsgraden til de enkelte dammene. Kontrolldammene ser ut til å være assosiert med lave tungmetallkonsentrasjoner i bunndyrene, mens rensedammene ser ut til å være assosiert med høyere tungmetallkonsentrasjoner i bunndyrene. Sammenligning av resultater fra de to RDA-modellene, samt signifikante konsentrasjonsforskjeller for alle tungmetallene med unntak av As og Sb mellom libeller og vannymfer fra “Vassum midt”, indikerer imidlertid at det er forskjellige akkumuleringsmønstre i de ulike bunndyrgruppene.

4.4.2 Konsentrasjonsvariasjoner i rensebassenget i Vassum

For å få sett nærmere på hvordan innholdet av tungmetaller i bunndyrene varierer innad i rensebasseng, er tungmetallanalysene av libellene fra Vassum studert grundigere. Kun libeller inngår i dette kapittelet for å slippe å ta hensyn til ulike opptaksmønstre hos forskjellige bunndyrgrupper (Lavilla et al. 2010), slik som det ble gjort i den foregående delen. Vassum er et spesielt interessant rensebasseng da det er det mest forurensede bassenget i denne studien. I tillegg er Vassum valgt for videre diskusjon da det er analysert flest paralleller fra samme organismegruppe fra dette rensebassenget. Resultatene er fremstilt i Figur 32.





Figur 32. Stolpediagram for tungmetallkonsentrasjoner i libeller fra rensbassenget i Vassum. Diagrammene viser gjennomsnittskonsentrasjonene med SE ved innløpet, ca. midt i og ved utløpet av bassenget. Statistisk signifikante forskjeller er markert med bokstaver. Ulike bokstaver, dvs. a og b, svarer til signifikante konsentrasjonsforskjeller, mens ab svarer til at konsentrasjonen verken er signifikant forskjellig fra a eller b.

Fra stolpediagrammene sees en trend der tungmetallkonsentrasjonene i libellene fra Vassum er høyest ved innløpet og avtagende mot utløpet. Det er varierende hvor tydelig denne trenden er for de 9 analyserte tungmetallene. Ved ANOVA viste kun Co, Cr, Ni og Pb statistisk signifikante forskjeller mellom de tre punktene. Konsentrasjonsgradienten er tydeligst for disse tungmetallene. Grafene for As, Cd, Cu og Sb viser også en svak trend i avtagende konsentrasjoner mot utløpet, men små konsentrasjonsforskjeller i tillegg til store SE gjør at forskjellene ikke er signifikante. Zn ser ut til å ha en motsatt trend enn de øvrige tungmetallene, men forskjellen mellom konsentrasjonene på de tre prøvepunktene er ikke signifikant ($p > 0,05$). Store SE gjør det i tillegg vanskelig å trekke noen konklusjoner for dette tungmetallet.

Libellene absorberer tungmetaller fra omgivelsene (Walker 2006; Wayland & Crosley 2006). Det er derfor nyttig å sammenligne konsentrasjonene i libellene med konsentrasjonene i vann og sediment fra det samme rensbassenget. Tungmetallkonsentrasjonene i vannprøvene er med unntak av Pb og Zn lavere ved utløpet enn innløpet. Likevel er ikke trenden like tydelig for vannprøvene som for libellene da vannprøvene fra punktet midt i bassenget har de laveste konsentrasjonene for flere av tungmetallene. Som nevnt kan tungmetallkonsentrasjonene i vannprøvene bli noe tilfeldige da vann er svært dynamisk. Til tross for noen uoverensstemmelser er det likevel rimelig å anta at libellene absorberer tungmetaller fra vannfasen.

Små partikler er vist å ha størst kapasitet til å binde tungmetaller (Lee et al. 1997). De minste partiklene har lengst sedimentasjonstid, og av den grunn er det naturlig å anta at de høyeste tungmetallkonsentrasjonene i sedimentet finnes nær utløpet til bassengene. I Vassum er dette tilfellet kun for As, Cd, Cu og Sb. Derimot synker konsentrasjonene i sedimentet fra innløpet mot utløpet for Co, Cr, Ni, Pb og Zn (for Zn er konsentrasjonen noe lavere ved "midt" enn ved utløpet). En mulig årsak til dette er at disse tungmetallene kan være assosiert til større partikler, og dermed sedimenterer nær innløpet av bassenget. Disse resultatene samsvarer godt med andre studier gjort i rensbassenget i Vassum (Leistad 2007; Snilsberg et al. 2002). Dette forklares mest sannsynlig ikke av kornfordelingen i bassenget da en tidligere undersøkelse ikke viste noen sammenheng mellom kornfordelingen og tungmetallkonsentrasjonene i sedimentet i Vassum (Leistad 2007). En mulig forklaring kan da være tungmetallkonsentrasjonenes korrelasjon med innholdet av organisk materiale i sedimentet.

Glødetapet til sedimentet i Vassum viser den samme gradienten som tungmetallkonsentrasjonene, både i denne og en tidligere studie (Leistad 2007). I forbindelse med konsentrasjonsgradienten i libellene er likevel samsvaret mellom tungmetallenes konsentrasjoner i sedimentet det mest interessante. For Co, Cr, Ni og Pb (tungmetallene som har statistisk signifikante forskjeller i libellene) er konsentrasjonene også avtagende mot utløpet i sedimentet. Dette indikerer at tungmetallkonsentrasjonene i libellene preges av tungmetallkonsentrasjonene i sedimentet.

Det er vanskelig å spesifisere hvorvidt vann eller sediment har størst betydning for innholdet i libellene. Trolig er det en kombinasjon av tungmetallkonsentrasjonene i vann og sediment avgjørende for tungmetallkonsentrasjonene i bunndyrene da dammene er dynamiske systemer hvor faktorer som oksygenforhold, saltkonsentrasjon og temperatur blant annet vil påvirke løselighet og mobilitet til tungmetallene. Opptak av tungmetaller i akvatiske dyr skjer enten direkte fra det akvatiske mediet som dyrene lever i (sediment og vann i denne sammenheng), eller ved spising. Den relative fordelingen mellom disse opptaksveiene varierer både med type organisme og biotilgjengeligheten til tungmetallene i dietten, vannet og sedimentet (Lavilla et al. 2010; Walker 2006).

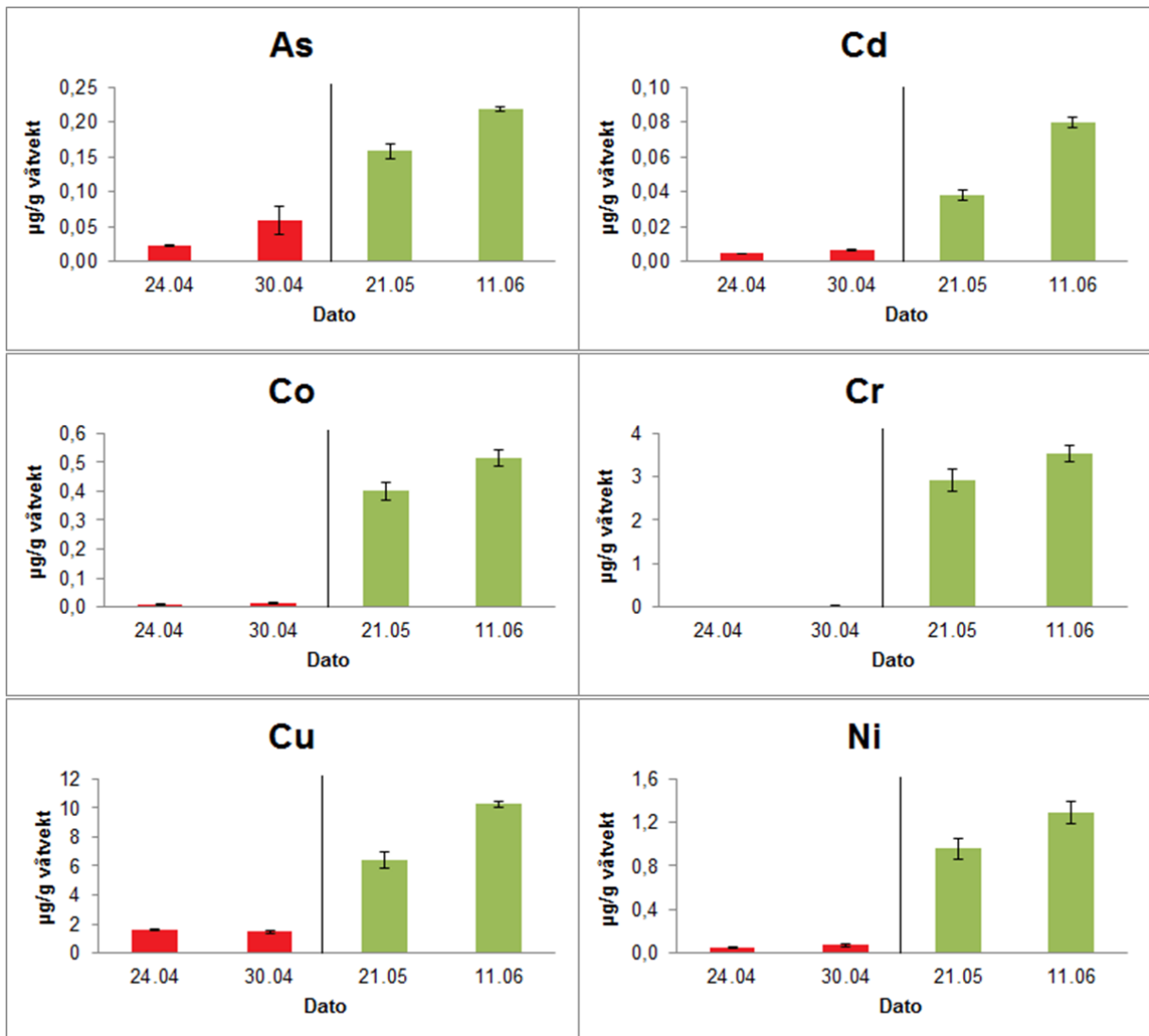
Ved sammenligning av konsentrasjonene til de 9 tungmetallene finner man at tungmetallkonsentrasjonene i libellene forekommer som følger: Zn>Cu>Cr>Ni>Pb>Sb>Co>Cd>As. Zn skiller seg ut ved å være til stede i mye høyere konsentrasjoner enn de andre tungmetallene. En mulig forklaring på dette er at Zn er et essensielt grunnstoff som inngår i mange enzymer og som er viktig i en rekke fysiologiske prosesser (Nation 2008; Rainbow 2002; Vallee & Falchuk 1993). Cu-konsentrasjonene er også en god del høyere enn de resterende tungmetallene. Høy bioakkumulering av Zn og Cu er også funnet i en annen studie der invertebrate bunndyr i renselasseng er undersøkt (Stephansen et al. 2010). Spesielt høye konsentrasjoner av Zn og Cu er også gjentagende i vann- og sedimentprøvene fra Vassum (se Tabell 9 og Tabell 12). Dette tyder på at tungmetaller akkumuleres i libellene og at konsentrasjonene i libellene har sammenheng med konsentrasjonene i omgivelsene. Forekomsten (konsentrasjon) til de forskjellige tungmetallene i vannprøvene er Zn>Cu>Ni>Sb>Cr>Pb>Co>As>Cd, mens forekomsten i sedimentet er Zn>Cu>Cr>Ni>Pb>Co>As>Cd>Sb. Ved korrelasjonstest for tungmetallforekomstene i libellene, vannet og sedimentet fra renselassenget i Vassum kommer det fram at

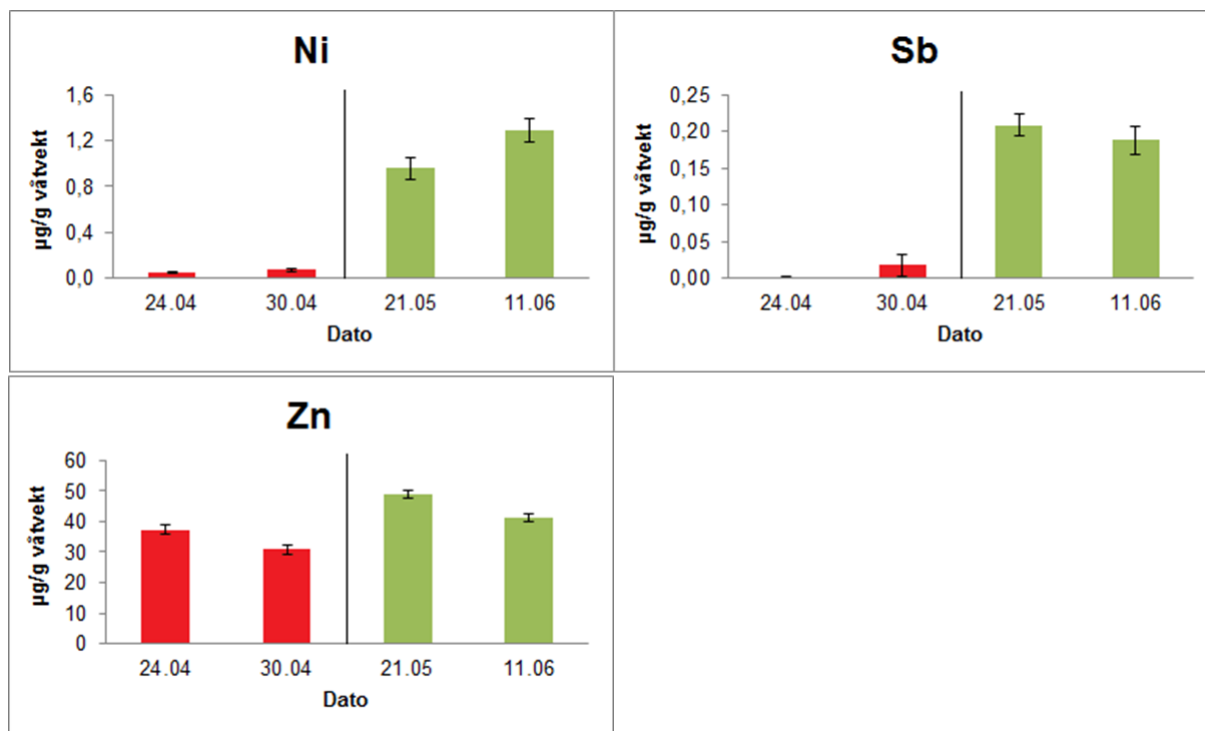
forekomstene følger hverandre. Korrelasjonen mellom forekomstene i libeller og vann er signifikant ($p=0,001$) og gir r -verdi = 0,900, og er dermed litt bedre enn korrelasjonen mellom forekomstene i libeller og sediment som gir r -verdi = 0,883 (også signifikant, $p=0,002$) (korrelasjon mellom sediment og vann: $r=0,817$, $p=0,007$). Dette bygger opp under antagelsen om at libellene tar opp tungmetaller fra både vann og sediment. As, som er tungmetallet som finnes i lavest konsentrasjoner i libellene, forekommer ikke i lavest konsentrasjon i sediment eller vann. Dette kan ha sammenheng med at As blir relatert til eksoskjelettet i insektlarver. Opp til 99% av As er blitt lokalisert på eksokutikula til insektlarver (Hare et al. 1991; Mason et al. 2000). En annen årsak kan være at As forekommer i lite biotilgjengelige tilstandsformer i vann og sediment i Vassum.

Med unntak av en dansk studie (Stephansen et al. 2010) er det ikke gjort noen undersøkelser av akkumulering av tungmetaller og andre miljøgifter i bunndyr fra rensesasseng. Av den grunn er det lite spesifikt materiale å sammenligne resultatene fra denne studien med. Det gjør det vanskeligere å trekke tungtveiende konklusjoner. Likevel finnes det flere studier av tungmetallakkumulering som viser interessante resultater. For eksempel viser en studie at det er en generell korrelasjon mellom flere tungmetallkonsentrasjoner i vannymfer (Fe, Pb, Zn, og Mn og Ni i mindre grad) og deres tilstedeværelse i miljøet (Boron & Miroslawski 2009). Andre studier av bunndyr (døgnfluer) fra elver med tungmetallutslipp, har vist at artsdiversiteten og –tettheten er relativt liten ved stasjoner nedstrøms tungmetallutslippet sammenlignet med referansestasjoner oppstrøms (Clements 1994; Roline 1988). Disse resultatene fører også til antakelser om akkumulering i invertebrate bunndyr.

4.4.3 Tungmetallinnhold i frosk fra rensebassenget i Skullerudkrysset

Kruskal-Wallis test viser at det er signifikante konsentrasjonsforskjeller mellom prøvene fra de fire innsamlingene av froskeegg og -larver (24.04, 30.04, 21.05 og 11.06) for samtlige tungmetaller. I Figur 33 er tungmetallkonsentrasjonene i eggene og larvene fremstilt grafisk.





Figur 33. Gjennomsnittlige tungmetallkonsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ våtvekt) med SE i frosk fra Skullerudkrysset. De røde stolpene markerer at prøvene inneholder egg (24.04 er nyklekkede), mens de grønne stolpene markerer at prøvene inneholder larver. Det vertikale skille markerer overgangen fra egg til larve.

Analysen av tungmetallinnholdet i froskeeggene og -larvene gir i all hovedsak svært samsvarende resultater for de 9 tungmetallene. Den grafiske framstillingen av resultatene i Figur 33 viser en tydelig trend i at tungmetallkonsentrasjonene øker over tid. For As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb og Sb øker konsentrasjonene ($\mu\text{g/g}$ våtvekt) med tiden. Akkumulering av tungmetaller i eggene og larvene er en mulig forklaring på de statistisk signifikante forskjellene i tungmetallkonsentrasjoner. Akkumulering av tungmetaller i tidlige froskestadier er også sett i andre studier (Berzins & Bundy 2002; Clark et al. 1998; Ferreira et al. 2004; Hopkins et al. 2000; Loumbourdis et al. 1999). Flere studier har også vist at frosk og padder som lever i forurensede miljøer har høyere konsentrasjoner av tungmetaller i vev og organer sammenlignet med tilsvarende arter fra referansemiljøer (Casey et al. 2005; Ferreira et al. 2004; Hopkins et al. 2000). Ingen av disse studiene har imidlertid benyttet samme art som den som er brukt i denne studien (buttsnutefrosk). Det er artsspesifikke forskjeller i tungmetallakkumulering hos frosk (Snodgrass et al. 2008), og en skal derfor være forsiktig med å sammenligne resultater fra forskjellige arter. Da alle froskeeggene og -larvene som er

brukt i denne studien tilhører samme art er det uproblematisk å sammenligne resultatene innad i studien.

For Sb synker gjennomsnittskonsentrasjonen noe fra 21.05 til 11.06. Dette kan tyde på at froskelarvene enten stopper å ta opp Sb etter at de har tatt opp en viss mengde, eller at de skiller Sb ut igjen, for eksempel ved ekskresjon. Da Sb er et tungmetall som er lite brukt i opptaksstudier er det vanskelig å være mer konkret.

Zn er det eneste tungmetallet som helt tydelig ikke har en trend i økende konsentrasjoner. Likevel er konsentrasjonsforskjellene mellom prøvene signifikante. Dette kan skyldes de forskjellige tungmetallenes ulike evne til å akkumulere i organismer. Tungmetallene konkurrerer om bindingssetene, og noen tungmetaller binder bedre enn andre. Zn er vist å ha dårlig bindingsaffinitet til gjeller, sammenlignet med for eksempel Cu og Pb (Hansen et al. 2007; Heier et al. 2009; Meland et al. 2010b; Wepener et al. 2001). Det er tenkelig at en dårlig bindingsaffinitet for Zn hos frosk kan påvirke Zn-opptaket. Zn skiller seg også ut med veldig høye konsentrasjoner sammenlignet med de andre tungmetallene. Dette kan forklares av høye Zn-konsentrasjoner i vann og sediment (se Tabell 9 og Tabell 12). Likevel er de høye konsentrasjonene til stede allerede i de første prøvene. Disse prøvene består av nyklekkede egg, og kan derfor ikke ha akkumulert store mengder Zn fra omgivelsene. En mulig forklaring er at det naturlig er høye Zn-konsentrasjoner i eggene når de legges. Zn er et essensielt tungmetall, og av den grunn tar oocytter opp Zn gjennom moren og lagrer det mens de modnes (Falchuk et al. 1995). En mulig årsak til svingningene i grafen for Zn er selvregulering av Zn-opptak i froskeeggene og -larvene (Falchuk et al. 1995; Vallee & Falchuk 1993).

For samtlige tungmetaller er konsentrasjonsforskjellen mellom de to første innsamlingene svært liten. Dette forklares av at tiden mellom de to første innsamlingene er svært kort (6 dager). De lave konsentrasjonene i prøvene fra 24.04 (med unntak av Zn) forklares av at disse prøvene inneholdt nyklekkede egg. Selv om innsamling nummer to ble utført 6 dager senere er det ikke gitt at disse eggene er 6 dager eldre. Froskene gyter over flere dager (Røed et al. 2004) og det er derfor en mulighet at eggene fra 30.04 er like gamle som eggene fra 24.04. En liten forskjell i vekten mellom prøvene fra 24.04 (gjennomsnittlig vekt pr. egg er 0,007 gram) og 30.04 (gjennomsnittlig vekt pr. egg er 0,01 gram) tyder likevel på at eggene fra 24.04 er noe eldre enn eggene fra 30.04. Konsentrasjonsøkningen er størst fra 30.04 til 21.05 for de

fleste tungmetallene (unntaket er Cd som har litt større økning fra 21.05 til 11.06). Det er like lenge fra 30.04 til 21.05 som fra 21.05 til 11.06 (21 dager), dermed må forklaringen ligge ett annet sted enn i tiden. En mulig forklaring er at organismene har gått fra å være egg ved de to første innsamlingene til å være froskelarver ved de to siste innsamlingene. Dette medfører store endringer knyttet til opptak og metabolisme. Mens eggene tærer på næring inne i egget har froskelarvene fordøyelsessystem og spiser aktivt (hovedsakelig alger og mikroorganismer) (Røed et al. 2004; Seymour & Bradford 1995). Eggene kan kun få økte tungmetallkonsentrasjoner ved diffusjon inn i egget, og det er derfor grunn til å tro at akkumulering av tungmetaller vil skje raskere i froskelarver da de spiser, puster og i tillegg driver passiv diffusjon over kroppsoverflaten. Ved spising kan de også få i seg tungmetaller som er bundet i sedimentet (ved å "spise" sediment). Eggene kan derimot kun absorbere tungmetaller som finnes løst i vannfasen. Opptaksveier er ikke undersøkt i denne studien og det er derfor ukjent hvordan froskelarvene har tatt opp tungmetallene. De kan ha absorbert tungmetallene fra vannet, fått tungmetallene i seg gjennom maten eller fått det i seg via sediment (Lefcort et al. 1998).

Mengden tungmetaller ($\mu\text{g/g}$ våtvekt) i forhold til hverandre i de analyserte organismene er som følger: $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Co} > \text{As} \approx \text{Sb} > \text{Cd}$. Ved sammenligning med tungmetallkonsentrasjoner i vann (vannprøver hentet 30.04, 21.05 og 11.06) og sediment (sedimentprøver hentet 11.05) stemmer denne fordelingen bra. For vannanalysene er mengden tungmetaller ($\mu\text{g/L}$) i forhold til hverandre $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cr} \approx \text{Ni} \approx \text{Sb} > \text{As} \approx \text{Pb} > \text{Co} > \text{Cd}$. Denne rekken stemmer godt overens med tungmetallinnholdet i eggene og larvene ($r=0,850$, $p=0,004$). As og Sb i organismer befinner seg litt lenger ned i rekken ved sammenlikning med As og Sb i vann. Lite biotilgjengelige tilstandsformer for As og Sb i vannet kan være en mulig forklaring. Den samme tendensen ble sett for As i libellene (kapittel 4.4.2). Tungmetaller som er mer biotilgjengelige vil spille en viktigere rolle i den biogeokjemiske syklusen enn andre tungmetaller som finnes i høyere konsentrasjoner, men som ikke er like biotilgjengelige (Lefcort et al. 1998). Godt samsvar mellom tungmetallkonsentrasjoner i vann og frosk indikerer at tungmetallene i vannfasen er omtrent like biotilgjengelige. For tungmetallkonsentrasjonene i sediment er rekken som følger: $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb} \approx \text{Co} > \text{As} > \text{Cd} > \text{Sb}$. Dette samsvarer godt med tungmetallforekomsten i froskeeggene og -larvene ($r=0,933$, $p=0,000$). Prøvene fra april vil ikke være påvirket av sedimentinnholdet da egg som nevnt ikke tar opp noe fra sedimentet. Det er vanskelig å si

hvor mye tungmetaller larvene tar opp fra sedimentet da biotilgjengeligheten til tungmetallene i sedimentet ikke er analysert, men de store likhetene mellom innhold i sediment og organismer indikerer at larvene driver opptak fra sediment. Andre studier har også vist likheter mellom konsentrasjon i sediment og froskelarver (Casey et al. 2005; Hopkins et al. 2000).

Flere studier viser at akkumulering av tungmetaller har negative effekter på frosk. Froskeegg som lever i omgivelser med høye tungmetallkonsentrasjoner (Cr, Cu, Ni og Zn) har vist å ha høy dødelighet (Brand et al. 2010), og det er vist at akkumulering av tungmetaller i froskelarver blant annet kan føre til misdannelser og redusert fryktrespons (Hopkins et al. 2000; Lefcort et al. 1998). Studien til Lefcort et al. (1998) viste dessuten at tungmetallene hadde synergistisk effekt på organismene når de var til stede samtidig, sammenlignet med når tungmetallene opererte individuelt. Det er også vist negativ korrelasjon mellom tilstedeværelse av amfibier og grad av forurensning i dammer (Simon et al. 2009).

5 Konklusjon

Ut ifra Klifs grenseverdier for tungmetaller i vann og sediment er rensebassengene i stor grad kategorisert som ubetydelig til moderat forurenset. Rensebassenget i Vassum peker seg ut som det mest forurensete rensebassenget. Lave tungmetallkonsentrasjoner kan muligens forklares av rensebassengenes levealder, da de fem rensebassengene er unge sett i et internasjonalt perspektiv.

Ulike tungmetallkonsentrasjoner i bunndyr kan trolig tilskrives ulikheter mellom dammene og ulik akkumulering i de ulike bunndyrgruppene. Ulikhetene mellom dammene kan knyttes opp mot forureningsbelastningen, og mye tyder derfor på at graden av tungmetallakkumulering i bunndyrene kan forklares av forureningsbelastningen til de enkelte dammene. Da kontrolldammene i hovedsak har lavere forureningsindekser enn rensebassengene, har bunndyrene fra rensebassengene derfor noe høyere tungmetallkonsentrasjoner enn bunndyrene fra kontrolldammene. Ulik akkumulering i forskjellige bunndyrgrupper ble vist for libeller og vannymfer fra samme lokalitet; konsentrasjonsforskjellene var signifikante mellom de to gruppene for alle analyserte tungmetaller med unntak av As og Sb.

Tungmetallkonsentrasjoner i libeller fra Vassum viser en avtagende trend mot utløpet av rensebassenget for alle analyserte tungmetaller, med unntak av Zn. For Co, Cr, Ni og Pb er forskjellene mellom innløpet, midten og utløpet av bassenget statistisk signifikante. Denne trenden samsvarer i stor grad med vann- og sedimentanalysene, hovedsakelig for tungmetallene med statistisk signifikante forskjeller. Dette indikerer at libeller akkumulerer tungmetaller fra omgivelsene.

Det er statistisk signifikante forskjeller mellom tungmetallkonsentrasjonene til prøvene av froskeegg og -larver, for alle analyserte tungmetaller. Med unntak av Zn øker konsentrasjonene i tid for samtlige analyserte tungmetaller, som indikerer at det skjer en tungmetallakkumulering over tid for tidlige stadier i froskeutvikling.

6 Referanser

- Aldrin, M., Haff, I. H. & Rosland, P. (2008). The effect of salting with magnesium chloride on the concentration of particular matter in a road tunnel. *Atmospheric Environment*, 42 (8): 1762-1776.
- Amrhein, C., Strong, J. E. & Mosher, P. A. (1992). Effect of deicing salt on metal and organic-matter mobilization in roadside soils. *Environmental Science & Technology*, 26 (4): 703-709.
- Andersen, J. R., Bratli, J. L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., et al. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04: Statens forurensningstilsyn.
- Artsdatabanken. (2011). *Artsnavnebasen*. Trondheim. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/frontpageAlt.aspx?m=2> på World Wide Web (lest 30.01.2011).
- Barbosa, A. E. & Hvitved-Jacobsen, T. (1999). Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *The Science of The Total Environment*, 235 (1-3): 151-159.
- Bengtsson, L. & Westerström, G. (1992). Urban snowmelt and runoff in northern Sweden. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 37 (3): 263-275.
- Berzins, D. W. & Bundy, K. J. (2002). Bioaccumulation of lead in *Xenopus laevis* tadpoles from water and sediment. *Environment International*, 28 (1-2): 69-77.
- Bishop, C. A., Struger, J., Barton, D. R., Shirose, L. J., Dunn, L., Lang, A. L. & Shepherd, D. (2000a). Contamination and wildlife communities in stormwater detention ponds in Guelph and the Greater Toronto area, Ontario, 1997 and 1998. Part I - Wildlife communities. *Water Quality Research Journal of Canada*, 35 (3): 399-435.
- Bishop, C. A., Struger, J., Shirose, L. J., Dunn, L. & Campbell, G. D. (2000b). Contamination and wildlife communities in stormwater detention ponds in Guelph and the Greater Toronto Area, Ontario, 1997 and 1998. Part II - Contamination and biological effects of contamination. *Water Quality Research Journal of Canada*, 35 (3): 437-474.
- Boron, M. & Mirosławski, J. (2009). Using insects (damselflies: Azure damselfly - *Coenagrion puella*) as biomarkers of environmental pollution. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18 (7A): 1219-1225.
- Brand, A. B., Snodgrass, J. W., Gallagher, M. T., Casey, R. E. & Van Meter, R. (2010). Lethal and Sublethal Effects of Embryonic and Larval Exposure of *Hyla versicolor* to Stormwater Pond Sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58 (2): 325-331.
- Brown, J. N. & Peake, B. M. (2006). Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 359 (1-3): 145-155.
- Bækken, T., Avolio, C. M., Veidel, A. & Willberg, M. (2005). PORECA – Forurensingsreducerende effekt av Nygård rense- og fordrøyningsbasseng for vegavrenning, samt vegavrenning til Kjeksrudbekkene og Brekkebekkene.
- Bækken, T. & Haugen, T. (2006). Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og PAH. Oslo: NIVA.
- Cain, D. J., Carter, J. L., Fend, S. V., Luoma, S. N., Alpers, C. N. & Taylor, H. E. (2000). Metal exposure in a benthic macroinvertebrate, *Hydropsyche californica*, related to mine drainage in the Sacramento River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (2): 380-390.

- Casey, R. E., Shaw, A. N., Massal, L. R. & Snodgrass, J. W. (2005). Multimedia evaluation of trace metal distribution within stormwater retention ponds in suburban Maryland, USA. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74 (2): 273-280.
- Cid, N., Ibanez, C., Palanques, A. & Prat, N. (2010). Patterns of metal bioaccumulation in two filter-feeding macroinvertebrates: Exposure distribution, inter-species differences and variability across developmental stages. *Science of the Total Environment*, 408 (14): 2795-2806.
- Clark, D. R., Cantu, R., Cowman, D. F. & Maxson, D. J. (1998). Uptake of arsenic and metals by tadpoles at an historically contaminated Texas site. *Ecotoxicology*, 7 (2): 61-67.
- Clements, W. H. (1994). Benthic invertebrate community responses to heavy-metals in the upper Arkansas river basin, Colorado. *Journal of the North American Benthological Society*, 13 (1): 30-44.
- Clements, W. H., Carlisle, D. M., Lazorchak, J. M. & Johnson, P. C. (2000). Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications*, 10 (2): 626-638.
- DeForest, D. K., Brix, K. V. & Adams, W. J. (2007). Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *AQUATIC TOXICOLOGY* 84 (2): 236-246.
- Desta, M. B., Bruen, M., Higgins, N. & Johnston, P. (2007). Highway runoff quality in Ireland. *Journal of Environmental Monitoring*, 9 (4): 366-371.
- Det kongelige miljøverndepartement. Stortingsmelding nr. 26 (2006-2007). Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand.
- Det kongelige utenriksdepartement. (2008). St.prp. nr. 75 (2007-2008) Om samtykke til godkjenning av EØS-komiteens beslutning nr. 125 av 28. september 2007 om innlemmelse i EØS-avtalen av direktiv 2000/60/EF av 23. oktober 2000 om fastsettelse av rammer for Fellesskapets vannpolitikk (vanndirektivet).
- Dittman, E. K. & Buchwalter, D. B. (2010). Manganese Bioconcentration in Aquatic Insects: Mn Oxide Coatings, Molting Loss, and Mn(II) Thiol Scavenging. *Environmental Science & Technology*, 44 (23): 9182-9188.
- Dongarra, G., Manno, E. & Varrica, D. (2009). Possible markers of traffic-related emissions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 154 (1-4): 117-125.
- Duran, M., Kara, Y., Akyildiz, G. K. & Ozdemir, A. (2007). Antimony and heavy metals accumulation in some macroinvertebrates in the Yesilirmak River (N Turkey) near the sb-mining area. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 78 (5): 395-399.
- Durand, C., Ruban, V., Ambles, A. & Oudot, J. (2004). Characterization of the organic matter of sludge: determination of lipids, hydrocarbons and PAHs from road retention/infiltration ponds in France. *Environmental Pollution*, 132 (3): 375-384.
- Durand, C., Ruban, V. & Amblès, A. (2005). Characterisation of complex organic matter present in contaminated sediments from water retention ponds. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 73 (1): 17-28.
- Ek, K. H., Morrison, G. M. & Rauch, S. (2004). Environmental routes for platinum group elements to biological materials - a review. *Science of the Total Environment*, 334: 21-38.
- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K. & Wood, W. (2007). Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68 (2): 145-227.

- Falchuk, K. H., Montorzi, M. & Vallee, B. L. (1995). Zinc uptake and distribution in *Xenopus laevis* oocytes and embryos. *Biochemistry*, 34 (50): 16524-16531.
- Ferreira, C. M., Lombardi, J. V., Machado-Neto, J. G., Bueno-Guimaraes, H. M., Soares, S. R. C. & Saldiva, P. H. N. (2004). Effects of copper oxychloride in *Rana catesbeiana* tadpoles: Toxicological and bioaccumulative aspects. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 73 (3): 465-470.
- Fialkowski, W., Klonowska-Olejnik, M., Smith, B. D. & Rainbow, P. S. (2003). Mayfly larvae (*Baetis rhodani* and *B. vernus*) as biomonitors of trace metal pollution in streams of a catchment draining a zinc and lead mining area of Upper Silesia, Poland. *Environmental Pollution*, 121 (2): 253-267.
- Franzle, S. & Markert, B. (2007). Metals in Biomass - From the Biological System of Elements to reasons of fractionation and element use. *Environmental Science and Pollution Research*, 14 (6): 404-413.
- Färm, C. (2002). Evaluation of the accumulation of sediment and heavy metals in a storm-water detention pond. *Water Science and Technology*, 45 (7): 105-112.
- Girgin, S., Kazanci, N. & Dugel, M. (2010). Relationship between aquatic insects and heavy metals in an urban stream using multivariate techniques. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7 (4): 653-664.
- Glaser, B., Dreyer, A., Bock, M., Fiedler, S., Mehring, M. & Heitmann, T. (2005). Source apportionment of organic pollutants of a highway-traffic-influenced urban area in Bayreuth (Germany) using biomarker and stable carbon isotope signatures. *Environmental Science & Technology*, 39 (11): 3911-3917.
- Goforth, G. F., Heaney, J. P. & Huber, W. C. (1983). Comparison of basin performance modeling techniques. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 109 (5): 1082-1098.
- Goodyear, K. L. & McNeill, S. (1999). Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds: a review. *Science of the Total Environment*, 229 (1-2): 1-19.
- Göbel, P., Dierkes, C. & Coldewey, W. C. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91 (1-2): 26-42.
- Hansen, B. H., Garmo, O. A., Olsvik, P. A. & Andersen, R. A. (2007). Gill metal binding and stress gene transcription in brown trout (*Salmo trutta*) exposed to metal environments: The effect of pre-exposure in natural populations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (5): 944-953.
- Hare, L., Tessier, A. & Campbell, P. G. C. (1991). Trace-element distribution on aquatic insects - variations among genera, elements, and lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 (8): 1481-1491.
- Hare, L. (1992). Aquatic insects and trace-metals - bioavailability, bioaccumulation, and toxicity. *Critical Reviews in Toxicology*, 22 (5-6): 327-369.
- Heier, L. S., Lien, I. B., Stromseng, A. E., Ljones, M., Rosseland, B. O., Tollefsen, K. E. & Salbu, B. (2009). Speciation of lead, copper, zinc and antimony in water draining a shooting range-Time dependant metal accumulation and biomarker responses in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Science of the Total Environment*, 407 (13): 4047-4055.
- Hopkins, W. A., Congdon, J. & Ray, J. K. (2000). Incidence and impact of axial malformations in larval bullfrogs (*Rana catesbeiana*) developing in sites polluted by a coal-burning power plant. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (4): 862-868.
- Hopkinson, C. S. & Day, J. W. (1980). Modeling the relationship between development and storm water and nutrient runoff. *Environmental Management*, 4 (4): 315-324.

- Hvitved-Jacobsen, T., Johansen, N. B. & Yousef, Y. A. (1994). Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark. *Science of the Total Environment*, 147: 499-506.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. & Haaning Nielsen, A. (2010). *Urban and highway stormwater pollution: concepts and engineering*. Boca Raton: CRC Press. XX, 347 s.
- Iversen, A. (2009). Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Veileder 01:2009.
- Kalff, J. (2002). *Limnology: inland water ecosystems*. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall. XII, 592 s.
- Kamalakkannan, R., Zettel, V., Goubatchev, A., Stead-Dexter, K. & Ward, N. I. (2004). Chemical (polycyclic aromatic hydrocarbon and heavy metal) levels in contaminated stormwater and sediments from a motorway dry detention pond drainage system. *Journal of Environmental Monitoring*, 6 (3): 175-181.
- Karlsson, K. & Viklander, M. (2008). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in water and sediment from gully pots. *Water Air and Soil Pollution*, 188 (1-4): 271-282.
- Karlsson, K., German, J. & Viklander, M. (2010). Stormwater Pond Sediments: Temporal Trends in Heavy Metal Concentrations and Sediment Removal. *Soil & Sediment Contamination*, 19 (2): 217-230.
- Karouna-Renier, N. K. & Sparling, D. W. (2001). Relationships between ambient geochemistry, watershed land-use and trace metal concentrations in aquatic invertebrates living in stormwater treatment ponds. *Environmental Pollution*, 112 (2): 183-192.
- Kjeldby, M. (2007). Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. TA-2229/2007.
- Klowden, M. J. (2007). *Physiological systems in insects*. Amsterdam: Elsevier. X, 688 s.
- Kofstad, P. *Nikkel*: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <http://www.snl.no/nikkel> på World Wide Web (lest 10.02.2011).
- Kondratieff, B. (2008). Mayflies (Ephemeroptera). I: Capinera, J. L. (red.) *Encyclopedia of Entomology*, s. 2307-2312: Springer Netherlands.
- Lavilla, I., Rodriguez-Linares, G., Garrido, J. & Bendicho, C. (2010). A biogeochemical approach to understanding the accumulation patterns of trace elements in three species of dragonfly larvae: evaluation as biomonitors. *JEM Journal of Environmental Monitoring*, 12 (3): 724-730.
- Lee, P.-K., Touray, J.-C., Baillif, P. & Ildefonse, J.-P. (1997). Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *Science of the Total Environment*, 201 (1): 1-15.
- Lefcort, H., Meguire, R. A., Wilson, L. H. & Ettinger, W. F. (1998). Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis, and antipredatory behavior of Columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35 (3): 447-456.
- Leistad, A. M. (2007). *Rensebasseng for vegavrenning - Tilbakeholdelse av miljøgifter i sedimenter*. Masteroppgave. Ås: UMB, IPM.
- Leps, J. & Smilauer, P. (2009). *Multivariate Analysis of Ecological Data*. České Budejovice: University of South Bohemia. 241 s.
- Lin, C. C., Chen, S. J., Huang, K. L., Hwang, W. I., Chang-Chien, G. P. & Lin, W. Y. (2005). Characteristics of metals in nano/ultrafine/fine/coarse particles collected beside a heavily trafficked road. *Environmental Science & Technology*, 39 (21): 8113-8122.

- Loumbourdis, N. S., Kyriakopoulou-Sklavounou, P. & Zachariadis, G. (1999). Effects of cadmium exposure on bioaccumulation and larval growth in the frog *Rana ridibunda*. *Environmental Pollution*, 104 (3): 429-433.
- Lundberg, K., Carling, M. & Lindmark, P. (1999). Treatment of highway runoff: a study of three detention ponds. *Science of the Total Environment*, 235 (1-3): 363-365.
- Marr, L. C., Kirchstetter, T. W., Harley, R. A., Miguel, A. H., Hering, S. V. & Hammond, S. K. (1999). Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in motor vehicle fuels and exhaust emissions. *Environmental Science & Technology*, 33 (18): 3091-3099.
- Marsalek, J. & Marsalek, P. M. (1997). Characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Science and Technology*, 36 (8-9): 117-122.
- Marsalek, J. (2003). Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Science and Technology*, 48 (9): 61-70.
- Mason, R. P., Laporte, J. M. & Andres, S. (2000). Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 38 (3): 283-297.
- McGavin, G. C., Sømme, L. & Gorton, S. (2001). *Insekter*. [Oslo]: Damm. 255 s.
- McKenzie, E. R., Money, J. E., Green, P. G. & Young, T. M. (2009). Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. *Science of the Total Environment*, 407 (22): 5855-5860.
- Meland, S. (2010a). *Ecotoxicological effects of highway and tunnel wash water runoff*. Doktorgradsoppgave. Ås: UMB, Plant and Environmental Science. 86 s.
- Meland, S. (2010b). *pers. comm.*
- Meland, S., Borgstrom, 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.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. & Sørensen, J. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03: Statens forurensningstilsyn.
- Nation, J. L. (2008). *Insect physiology and biochemistry*. Boca Raton, Fla.: CRC Press. IX, 544 s., pl. s.
- Naturfagsenteret. Øyestikkere (Odonata). Tilgjengelig fra: http://www.miljolare.no/data/ut/art/?or_id=2117 på World Wide Web (lest 02.11.2010).
- Nedrelid, O. J. (2011). *pers. comm.*
- Novotny, E. V., Murphy, D. & Stefan, H. G. (2008). Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of the Total Environment*, 406 (1-2): 131-144.
- Paruch, A. M. & Roseth, R. (2008a). Treatment of tunnel wash waters - experiments with organic sorbent materials. Part I: Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and nonpolar oil. *Journal of Environmental Sciences-China*, 20 (8): 964-969.
- Paruch, A. M. & Roseth, R. (2008b). Treatment of tunnel wash waters - experiments with organic sorbent materials. Part II: Removal of toxic metals. *Journal of Environmental Sciences-China*, 20 (9): 1042-1045.

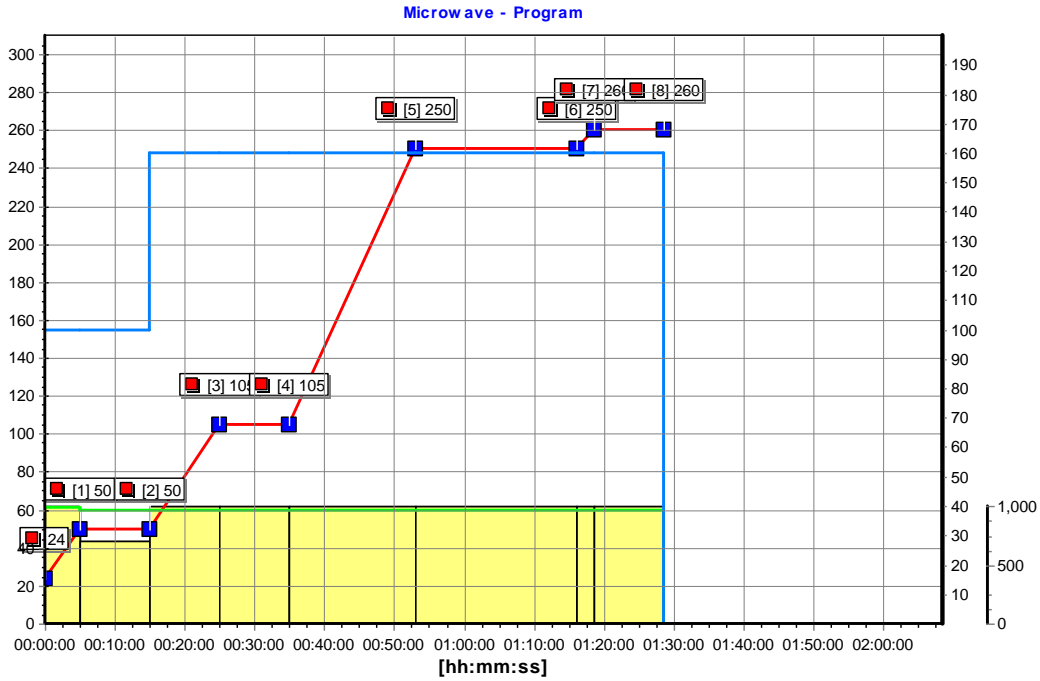
- Rainbow, P. S. (2002). Trace metal concentration in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution*, 120: 497-507.
- Ramakrishna, D. M. & Viraraghavan, T. (2005). Environmental impact of chemical deicers - A review. *Water Air and Soil Pollution*, 166 (1-4): 49-63.
- Ravindra, K., Sokhi, R. & Van Grieken, R. (2008). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*, 42 (13): 2895-2921.
- Roline, R. (1988). The effects of heavy metals pollution of the upper Arkansas River on the distribution of aquatic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 160 (1): 3-8.
- Roseth, R. (2005). Katalog over rensedammer for vegavrenning i Akershus og Østfold. Notat. : Jordforsk.
- Roseth, R. (2006). Notat, Overvåkning av rensedammen E6 Oslo grense til vinterbro i 2005 og 2006.
- Røed, H., Bøckman, P. & Ahonen, M. (2004). *Fisker, amfibier og krypdyr*. Dyr i Norges natur, b. D. 7.
- Salbu, B. & Oughton, D. H. (1995). *Strategies of sampling, fractionation, and analysis*. Trace elements in natural waters: CRC Press, Inc.; CRC Press. 41-69 s.
- Sansalone, J. J. & Buchberger, S. G. (1997). Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 123 (2): 134-143.
- Seymour, R. S. & Bradford, D. F. (1995). Respiration of Amphibian eggs. *Physiological Zoology*, 68 (1): 1-25.
- Simon, J. A., Snodgrass, J. W., Casey, R. E. & Sparling, D. W. (2009). Spatial correlates of amphibian use of constructed wetlands in an urban landscape. *Landscape Ecology*, 24 (3): 361-373.
- Simonsen, Ø., Åstebøl, S. O. & Røhr, P. K. (2002). E6 Assurtjern - Oslo grense. Overvannshåndtering. Forprosjekt for byggeplan: Interconsult.
- Sjøbakk, T. E., Almlie, B. & Steinnes, E. (1997). Heavy metal monitoring in contaminated river systems using Mayfly larvae. *Journal of Geochemical Exploration*, 58 (2-3): 203-207.
- Snilsberg, P., Roseth, R. & Amundsen, C. E. (2002). Naturbaserte behandlingsanlegg for vegavrenning - undersøkelse av rensegrad og anleggsfunksjon for tre anlegg langs ny E6 Korsegården - Vassum i Ås kommune i 2000 og 2001. Ås: Jordforsk.
- 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.
- Species 2000 & ITIS. (2011). *Catalogue of Life, 3rd January 2011*. Tilgjengelig fra: <http://www.catalogueoflife.org/> på World Wide Web (lest 03.02.2011).
- Starzec, P., Lind, B. O. B., Lanngren, A., Lindgren, A. & Svenson, T. (2005). Technical and environmental functioning of detention ponds for the treatment of highway and road runoff. *Water Air and Soil Pollution*, 163 (1-4): 153-167.
- Statens vegvesen. (2010a). *Statens vegvesens miljøansvar*. Tilgjengelig fra: <http://www.vegvesen.no/Om+Statens+vegvesen/Aktuelt/Strategier+og+planer/Statens+vegvesens+miljoansvar> på World Wide Web (lest 10.10.2010).
- Statens vegvesen. (2010b). *ÅDT nivå1-punkt Akershus fylke*. Tilgjengelig fra: <http://www.vegvesen.no/attachment/62347/binary/315335> på World Wide Web (lest 04.10.2010).

- Statens vegvesen. (2010c). *ÅDT nivå1-punkt Oslo*. Tilgjengelig fra: <http://www.vegvesen.no/attachment/62348/binary/315336> på World Wide Web (lest 03.10.2010).
- Stead-Dexter, K. & Ward, N. I. (2004). Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater. *Science of the Total Environment*, 334: 271-277.
- Stephansen, D. A., Nielsen, A. H., Hvitved-Jacobsen, T. & Vollertsen, J. (2010). *Bioaccumulation of heavy metals in fauna from wet detention ponds for stormwater runoff*. Upublisert manuskript.
- Sternbeck, J., Sjodin, A. & Andreasson, K. (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*, 36 (30): 4735-4744.
- Store norske leksikon. (2010). *Fullgjødsel*. Tilgjengelig fra: <http://www.snl.no/Fullgj%C3%B8dsel> på World Wide Web (lest 03.02.11).
- Taylor, K. G. & Robertson, D. J. (2009). Electron microbeam analysis of urban road-deposited sediment, Manchester, UK: Improved source discrimination and metal speciation assessment. *Applied Geochemistry*, 24 (7): 1261-1269.
- Thorpe, A. & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment*, 400 (1-3): 270-282.
- Tollett, V. D., Benvenuti, E. L., Deer, L. A. & Rice, T. M. (2009). Differential Toxicity to Cd, Pb, and Cu in Dragonfly Larvae (Insecta: Odonata). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 56 (1): 77-84.
- UMB Fagklima. (2010). *Meteorologiske data for Ås*. Ås.
- Vaa, T. & Sakshaug, K. (2007). Salting av vegger - En kunnskapsoversikt. *Teknologirapport nr. 2493*: Statens vegvesen.
- Vallee, B. L. & Falchuk, K. H. (1993). The biochemical basis of zinc physiology. *Physiological Reviews*, 73 (1): 79-118.
- VanLoon, G. W. & Duffy, S. J. (2005). *Environmental chemistry: a global perspective*. Oxford: Oxford University Press. XVI, 515 s.
- Vannportalen. (2010). *Om vanddirektivet - EUs rammedirektiv for vann* Tilgjengelig fra: <http://www.vannportalen.no/hovedEnkel.aspx?m=31147> på World Wide Web (lest 15.10.2010).
- Viklander, M., Marsalek, J., Malmquist, P.-A. & Watt, W. E. (2003). Urban drainage and highway runoff in cold climates: conference overview. *Water Science and Technology*, 48 (9): 1-10.
- Waara, S. & Farm, C. (2008). An assessment of the potential toxicity of runoff from an urban roadscape during rain events. *Environmental Science and Pollution Research*, 15 (3): 205-210.
- Walker, C. H. (2006). *Principles of ecotoxicology*. Boca Raton, Fla.: CRC Taylor & Francis. XXIII, 315 s.
- Wang, Y. F., Huang, K. L., Li, C. T., Mi, H. H., Luo, J. H. & Tsai, P. J. (2003). Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. *Atmospheric Environment*, 37 (33): 4637-4643.
- Wayland, M. & Crosley, R. (2006). Selenium and other trace elements in aquatic insects in coal mine-affected streams in the Rocky Mountains of Alberta, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50 (4): 511-522.
- Weckwerth, G. (2001). Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany). *Atmospheric Environment*, 35 (32): 5525-5536.

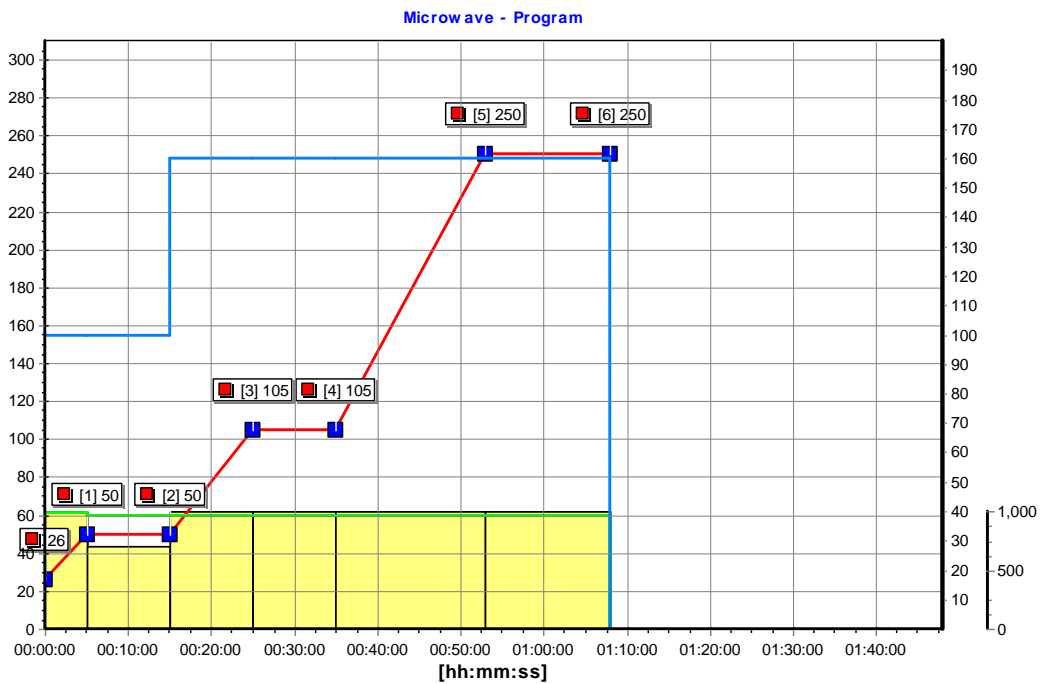
- Wepener, V., van Vuren, J. H. J. & du Preez, H. H. (2001). Uptake and distribution of a copper, iron and zinc mixture in gill, liver and plasma of a freshwater teleost, *Tilapia sparrmanii*. *Water Sa*, 27 (1): 99-108.
- Westerlund, C. & Viklander, M. (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of the Total Environment*, 362 (1-3): 143-156.
- Westerlund, C. (2007). *Road Runoff Quality in Cold Climates*. Doktorgradsoppgave. Luleå: Luleå University of Technology, Department of Civil, Mining and Environmental Engineering.
- Whiteley, J. D. & Murray, F. (2005). Autocatalyst-derived platinum, palladium and rhodium (PGE) in infiltration basin and wetland sediments receiving urban runoff. *Science of the Total Environment*, 341 (1-3): 199-209.
- Winther-Larsen, T. (2010). Rensebassenger og –grøfter i Akershus. Oppsummeringsrapport 2009.
- Winther-Larsen, T. (2011). *pers. comm.*
- Åstebøl, S. O. (2004). Overvåkning av rensbasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003 –2004. Oslo: Statens vegvesen.
- Åstebøl, S. O. & Roseth, R. (2006). Utkast: Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging. Oslo: Statens vegvesen.
- Åstebøl, S. O., Hvitved-Jacobsen, T. & Vollertsen, J. (2010). Rensing av overvann fra vei i fremtidens klima, 2071 - 2100. *Teknologirapport nr. 2573*: Statens vegvesen.

Vedlegg 1 Ultraclaveprogram

Vedlegg 1.1 Grafisk fremstilling av trykk- og temperaturutviklingen til ultraclaveprogrammet som ble kjørt på sedimentet.



Vedlegg 1.2 Grafisk fremstilling av trykk- og temperaturutviklingen til ultraclaveprogrammet som ble kjørt på organismene.



Vedlegg 2 Sedimenthomogenitet

Test av homogenitet til sedimentet (alle prøvene er paralleller tatt ved utløpet i Skullerudkrysset rensebasseng). Analysene er gjort på ICP-OES. Alle konsentrasjoner er korrigert for blanke.

Prøvenummer	Al mg/g	Ba mg/g	Ca mg/g	Cu µg/g	Fe mg/g	K mg/g	Mg mg/g	Mn mg/g	Na mg/g	Sr µg/g	Zn mg/g
16-4	21	0,13	1,7	27	23	1,2	8,5	0,31	0,64	66	0,14
17-4	20	0,12	1,8	27	22	1,2	8,3	0,32	0,65	46	0,13
18-4	21	0,14	1,5	34	22	1,3	7,4	0,29	0,64	56	0,15
19-4	20	0,15	1,6	35	23	1,4	7,0	0,37	0,62	58	0,17
20-4	19	0,13	1,5	31	21	1,2	7,0	0,27	0,60	53	0,15
Relativt standardavvik (%)	3,6	6,3	8,4	13	4,2	6,3	9,3	12	2,8	14	10

Vedlegg 3 Nøyaktighet til referansematerialet

Grønt: verdien er innen den sertifiserte verdien til referansematerialet ± 1 standardavvik (svært nøyaktighet). Gult: verdien er innen den sertifiserte verdien til referansematerialet ± 2 standardavvik (nøyaktig). Rødt: verdien er innen den sertifiserte verdien til referansematerialet ± 3 eller flere standardavvik (ikke nøyaktig).

Konsentrasjonene er gitt i µg/g tørrvekt og er korrigert for blanke.

Tungmetall	Bush Branches and Leaves			River sediment		Estuarine sediment		
	Sertifisert verdi	ICP-MS UMB	ICP-MS FFI	ICP-OES	Sertifisert verdi	ICP-MS UMB	Sertifisert verdi	ICP-MS UMB
As	0,95 ± 0,12	0,96	0,44		24 ± 3,2	25	11,6 ± 1,3	9,7
Cd	0,14 ± 0,06	0,21	0,23		2,7 ± 0,3	2,8	0,36 ± 0,07	0,34
Co	0,39 ± 0,05	0,43	0,41				10,5 ± 1,3	8,8
Cr	2,3 ± 0,3	2,0	2,0		84 ± 9,4	105	76 ± 3	66
Cu	5,2 ± 0,5	4,4	4,7	4,3	83,6 ± 4,1	78	18 ± 3	15
Ni	1,7 ± 0,4	2,4	1,6		34,7 ± 1,7	37	32 ± 3	27
Pb	7,1 ± 1,1	7,2	7,5		77,2 ± 4,5	75	28,2 ± 1,8	20,9
Sb	0,078 ± 0,020	0,049	0,054					
Zn	20,6 ± 2,2	21	22	21	439 ± 26	458	138 ± 6	120

Vedlegg 4 Bioakkumuleringsfaktorer (BAF)

	Organisme	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
Skullerudkrysset	Inn Libelle	0,0082	0,051	0,016	0,017	0,39	0,0086	0,031	8,0	0,26
	Midt Vannymfe	0,012	0,26	0,0046	0,0058	0,11	0,0035	0,0075	2,8	0,19
	Ut Vannymfe	0,019	0,12	0,0040	0,0043	0,062	0,0033	0,0050	0,33	0,082
Taraldrud nord	Inn Døgnflue	0,049	0,46	0,019	0,024	0,17	0,025	0,038	12	0,68
	Midt Døgnflue	0,055	0,52	0,021	0,018	0,12	0,021	0,037	16	0,59
	Ut Døgnflue	0,046	0,32	0,020	0,018	0,076	0,021	0,032	16	0,45
Taraldrudkrysset	Inn Libelle	0,036	0,35	0,031	0,019	0,19	0,028	0,039	8,6	0,22
Taraldrud sør	Inn Vannymfe	0,045	0,26	0,0061	0,0049	0,13	0,0048	0,0072	6,9	0,20
	Inn Døgnflue	0,061	0,52	0,017	0,015	0,16	0,017	0,027	19	1,4
	Ut Vannymfe	0,015	0,24	0,0030	0,0012	0,069	0,0013	0,0032	4,1	0,12
Vassum	Inn Libelle	0,025	0,18	0,016	0,018	0,073	0,016	0,023	14	0,031
	Midt Libelle	0,015	0,12	0,013	0,013	0,063	0,011	0,015	8,0	0,057
	Midt Vannymfe	0,014	0,031	0,0076	0,0065	0,020	0,0060	0,0063	3,4	0,017
	Ut Libelle	0,014	0,082	0,012	0,0089	0,041	0,0064	0,013	3,1	0,056
	Ut Vannymfe	0,010	0,014	0,0042	0,0034	0,011	0,0029	0,0034	0,60	0,012
UMB	Vannymfe	0,0045	0,082	0,0015	0,00095	0,081	0,0015	0,00059	0,82	0,085
	Døgnflue	0,0046	0,12	0,0023	0,00089	0,066	0,0017	0,00073	1,1	0,13
Heier	Vannymfe	0,0047	0,13	0,0042	0,0024	0,029	0,0028	0,0012	0,68	0,046

Vedlegg 5 Klifs klassifisering av miljøkvalitet

Vedlegg 5.1 Utdrag fra Tabell 5 i “Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann” (Andersen et al. 1997).

Klassifisering av miljøkvalitet. Nøkkelparametere er gitt i kursiv.

Virkinger av:	Parametre	Tilstandsklasser				
		I "Meget god"	II "God"	III "Mindre god"	IV "Dårlig"	V "Meget dårlig"
Næringsalter	<i>Total fosfor, µg P/l</i>	<7	7-11	11-20	20-50	>50
	<i>Klorofyll a, µg/l</i>	<2	2-4	4-8	8-20	>20
	<i>Siktedypr, m</i>	>6	4-6	2-4	1-2	<1
	<i>Prim. Prod, g C/m² år</i>	<25	25-50	50-90	90-150	>150
	<i>Total nitrogen, µg/l</i>	<300	300-400	400-600	600-1200	>1200
Organiske stoffer	<i>TOC, mg C/l</i>	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	<i>Fargetall, mg P/l</i>	<15	15-25	2,5-40	40-80	>80
	<i>Oksygen, mg O₂/l</i>	>9	6,5-9	4-6,5	2-4	<2
	<i>Oksygenmetn. %</i>	>80	50-80	30-50	15-30	<15
	<i>Siktedypr, m</i>	>6	4-6	2-4	1-2	<1
	<i>KOF_{Mn}, mg O₂/l</i>	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	<i>Jern, µg Fe/l</i>	<50	50-100	100-300	300-600	>600
	<i>Mangan, µg Mn/l</i>	<20	20-50	50-100	100-150	>150
Forsurende stoffer	<i>Alkalitet, mmol/l</i>	>0,2	0,05-0,2	0,01-0,05	<0,01	0,00
	pH	>6,5	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	<5,9

Vedlegg 5.2 Tabell 6 i “Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann” (Andersen et al 1997).

Viser tilstandsklasser for noen tungmetaller målt i vann, i sediment og i fisk. Sediment er målt som mg stoff /kg sediment (tørrvekt), og kvikksølv er målt som mg Hg/kg filet (våtvekt).

Virkinger av miljøgifter (tungmetaller)	Parametre	Tilstandsklasser				
		I "Ubetydelig forurenset"	II "Moderat forurenset"	III "Markert forurenset"	IV "Sterkt forurenset"	V "Meget sterkt forurenset"
i vann	Kobber, µg Cu/l	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6
	Sink, µg Zn/l	<5	5-20	20-50	50-100	>100
	Kadmium, µg Cd/l	<0,04	0,04-0,1	0,1-0,2	0,2-0,4	>0,4
	Bly µg Pb/l	<0,5	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5
	Nikkel, µg Ni/l	<0,5	0,5-2,5	2,5-5	5-10	>10
	Krom, µg Cr/l	<0,2	0,2-2,5	2,5-10	10-50	>50
	Kvikksølv, µg Hg/l	<0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	0,01-0,02	>0,02
i sediment	Kobber, mg Cu/kg	<30	30-150	150-600	600-1800	>1800
	Sink, mg Zn/kg	<150	150-750	750-3000	3000-9000	>9000
	Kadmium, mg Cd/kg	<0,5	0,5-2,5	2,5-10	10-20	>20
	Bly, mg Pb/kg	<50	50-250	250-1000	1000-3000	>3000
	Nikkel, mg Ni/kg	<50	50-250	250-1000	1000-3000	>3000
	Arsen, mg As/kg	<5	5-25	25-1000	100-200	>200
	Kvikksølv, mg Hg/kg	<0,15	0,15-0,6	0,6-1,5	1,5-3	>3
i fisk	Kvikksølv, mg Hg/kg	<0,2	0,2-0,5	0,5-1	1-2	>2

Vedlegg 5.3 Utdrag fra Tabell 5 i “Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann” (Molvær et al. 1997).

Klassegrenser for næringssalter og siktedyp ved saltholdighet i intervallet 0-20.

Overflatelag	Parametre	Saltholdighet	Tilstandsklasse				
			I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Sommer: (Juni-august)	Total fosfor (µgP/l)	0	<7	7-11	11-20	20-50	>50
		20	<12	12-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat-fosfor (µgP/l)	0	<1,5	1,5-2,5	2,5-4,5	4,5-11	>11
		20	<4	4-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen (µgN/l)	0	<250	250-400	400-550	550-800	>800
		20	<250	240-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µgN/l)	0	<125	125-200	200-275	275-400	>400
		20	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Siktedyp (m)	0	>7	7-4	4-2	2-1	<1
		20	>7,5	7,5-6,0	1,6-4,5	4,5-2,5	<2,5

Vedlegg 5.4 Utdrag fra Tabell 7 b “Klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller og organiske stoffer i sedimenter” i “Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter” (Kjeldby 2007).

	I	II	III	IV	V
	Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Metaller					
Arsen (mg As/kg)	<20	20 - 52	52 - 76	76 - 580	>580
Bly (mg Pb/kg)	<30	30 - 83	83 - 100	100 - 720	>720
Kadmium (mg Cd/kg)	<0,25	0,25 - 2,6	2,6 - 15	15 - 140	>140
Kobber (mg Cu/kg)	<35	35 - 51	51 - 55	55 - 220	>220
Krom (mg Cr/kg)	<70	70 - 560	560 - 5900	5900 - 59000	>59000
Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0,15	0,15 - 0,63	0,63 - 0,86	0,86 - 1,6	>1,6
Nikkel (mg Ni/kg)	<30	30 - 46	46 - 120	120 - 840	>840
Sink (mg Zn/kg)	<150	150 - 360	360 - 590	590 - 4500	>4500

Vedlegg 6 Rådata av organismer

Vedlegg 6.1 Rådata med metallkonsentrasjoner for alle organismer målt på ICP-OES (Perkin Elmer Optima 5300 DV). Alle konsentrasjoner er gitt i µg/g og tallene er korrigert for blanke. Blått indikerer referansemateriale.

Prøvenr	Cu	Zn	Prøvenr	Cu	Zn
1-1	1,8	12	15-2	5,7	26
2-1	1,8	10	16-2	11	101
3-1	1,9	13	17-2	4,8	46
4-1	1,8	12	18-2	2,0	13
5-1	1,1	11	21-2	1,5	12
6-1	1,3	11	22-2	1,4	11
7-1	1,5	11	23-2	1,2	22
8-1	5,2	18	24-2	4,3	22
9-1	3,0	11	34-2	1,3	17
13-1	2,3	39	35-2	1,5	15
14-1	2,0	31	36-2	1,7	110
15-1	2,0	33	37-2	1,6	14
16-1	1,6	30	38-2	1,3	12
17-1	2,1	34	39-2	1,2	12
18-1	1,6	27	40-2	1,2	10
19-1	1,3	21	1-3	2,0	48
20-1	1,6	24	2-3	1,6	37
21-1	1,7	27	3-3	1,7	39
22-1	1,7	30	4-3	1,5	37
23-1	1,9	35	5-3	1,7	41
24-1	1,5	27	6-3	1,6	35
25-1	1,3	23	7-3	1,3	35
26-1	7,6	27	8-3	1,4	35
27-1	5,2	26	9-3	1,7	37
28-1	3,9	14	10-3	1,4	26
29-1	7,5	35	11-3	1,7	31
30-1	9,1	25	12-3	8,7	58
32-1	1,6	15	13-3	5,4	49
33-1	1,4	18	14-3	6,7	52
34-1	4,3	20	15-3	5,6	51
1-2	13	36	16-3	7,7	55
2-2	12	29	17-3	11	45
3-2	6,8	21	18-3	11	45
4-2	23	60	19-3	10	42
5-2	14	73	23-3	4,5	21
6-2	11	35	1-4	1,3	16
7-2	12	66	2-4	1,1	10
8-2	9,2	71	3-4	0,9	9
9-2	6,9	43	4-4	0,9	9
10-2	12	54	5-4	1,0	9
11-2	3,3	15	6-4	0,8	9
12-2	2,6	14	24-4	4,3	21
13-2	3,2	16	28-4	83	461
14-2	5,3	21			

Vedlegg 6.2 Rådata med metallkonsentrasjoner for libeller målt på ICP-MS (Thermo Scientific XSERIES 2). Alle konsentrasjoner er gitt i µg/g og tallene er korrigert for blanke. Blått indikerer referansemateriale.

Prøvenr	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
8-1	0,015	0,014	0,08	0,50	5,1	0,16	0,16	0,050	17
9-1	0,017	0,009	0,07	0,40	3,0	0,13	0,14	0,053	10
26-1	0,085	0,13	0,35	0,48	7,4	0,69	0,42	0,061	25
27-1	0,052	0,12	0,23	0,49	5,0	0,57	0,27	0,035	24
28-1	0,048	0,12	0,18	0,25	3,8	0,39	0,20	0,027	13
29-1	0,10	0,21	0,34	0,42	7,5	0,81	0,34	0,045	33
30-1	0,086	0,18	0,35	0,69	9,0	0,82	0,44	0,058	24
34-1	0,43	0,22	0,41	2,1	4,7	1,6	7,7	0,051	21
1-2	0,077	0,059	0,37	1,4	12	0,67	0,63	0,35	33
2-2	0,064	0,044	0,31	1,3	11	0,54	0,70	0,50	27
3-2	0,041	0,082	0,19	0,64	6,7	0,29	0,30	0,17	19
4-3	0,064	0,049	0,30	1,3	11	0,52	0,65	0,38	26
5-2	0,084	0,048	0,41	2,0	14	1,2	0,79	0,63	68
6-2	0,077	0,049	0,37	1,6	10	0,69	0,62	0,30	31
7-2	0,061	0,044	0,29	1,3	12	0,53	0,57	0,55	61
8-2	0,039	0,061	0,19	0,67	9,2	0,27	0,47	0,25	67
9-2	0,028	0,027	0,18	0,69	6,7	0,27	0,27	0,16	40
10-2	0,066	0,056	0,29	0,89	12	0,38	0,49	0,29	51
14-2	0,034	0,011	0,16	0,68	5,4	0,40	0,17	0,10	20
15-2	0,019	0,017	0,11	0,48	5,7	0,16	0,16	0,13	24
16-2	0,053	0,081	0,20	0,58	11	0,23	0,44	0,24	94
17-2	0,052	0,010	0,13	0,38	4,9	0,17	0,19	0,36	44
24-2	0,44	0,23	0,42	2,0	4,7	1,6	7,3	0,057	23

Vedlegg 6.3 Rådata med metallkonsentrasjoner for vannymfer, døgnfluer og frosk målt på ICP-MS (Perkin Elmer Sciex ELAN 6000). Alle konsentrasjoner er gitt i µg/g og tallene er korrigert for blanke. Blått indikerer referansemateriale.

Prøvenr	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
1-1	0,040	0,033	0,037	0,23	1,8	0,090	0,055	0,016	11
2-1	0,049	0,035	0,037	0,23	2,1	0,092	0,055	0,016	12
3-1	0,038	0,032	0,044	0,27	1,8	0,11	0,068	0,019	12
4-1	0,029	0,030	0,028	0,18	1,7	0,069	0,041	0,013	11
5-1	0,017	0,035	0,023	0,17	1,1	0,067	0,037	0,017	10
6-1	0,019	0,044	0,026	0,21	1,6	0,064	0,042	0,019	13
7-1	0,019	0,026	0,028	0,20	1,4	0,075	0,048	0,020	11
13-1	0,058	0,036	0,19	0,66	2,2	0,42	0,25	0,072	35
14-1	0,055	0,030	0,17	0,60	2,0	0,37	0,25	0,088	29
15-1	0,049	0,027	0,16	0,55	2,1	0,36	0,22	0,079	32
16-1	0,043	0,027	0,13	0,44	1,6	0,24	0,15	0,052	27
17-1	0,054	0,033	0,18	0,67	2,0	0,38	0,24	0,10	31
18-1	0,042	0,027	0,12	0,32	1,5	0,23	0,13	0,022	25
19-1	0,049	0,027	0,12	0,37	1,4	0,27	0,15	0,026	21
20-1	0,056	0,034	0,16	0,50	1,5	0,36	0,21	0,031	22
21-1	0,062	0,037	0,16	0,52	1,6	0,36	0,22	0,033	25
22-1	0,070	0,032	0,19	0,65	1,6	0,46	0,27	0,042	27
23-1	0,076	0,032	0,17	0,58	1,7	0,39	0,23	0,040	30
24-1	0,064	0,031	0,17	0,59	1,4	0,39	0,22	0,036	24
25-1	0,052	0,029	0,12	0,40	1,2	0,27	0,15	0,025	21
32-1	0,029	0,022	0,039	0,11	1,5	0,053	0,031	0,016	14
33-1	0,027	0,021	0,050	0,089	1,4	0,07	0,038	0,018	17
11-2	0,039	0,010	0,11	0,38	3,2	0,17	0,14	0,10	14
12-2	0,039	0,011	0,11	0,37	2,5	0,17	0,14	0,10	13
13-2	0,049	0,011	0,16	0,55	3,0	0,26	0,20	0,15	15
18-2	0,031	0,0060	0,052	0,18	1,9	0,084	0,072	0,046	12
21-2	0,023	0,016	0,012	0,058	1,4	0,051	0,020	0,0017	11
22-2	0,021	0,017	0,0090	0,044	1,3	0,037	0,017	0,0012	10
23-2	0,025	0,029	0,021	0,054	1,1	0,050	0,022	0,0024	19
34-2	0,026	0,020	0,049	0,084	1,3	0,043	0,036	0,018	15
35-2	0,025	0,015	0,040	0,11	1,3	0,061	0,042	0,018	14
36-2	0,036	0,038	0,12	0,32	1,6	0,18	0,14	0,047	104
37-2	0,029	0,022	0,036	0,086	1,5	0,052	0,040	0,016	12
38-2	0,021	0,023	0,021	0,038	1,2	0,020	0,019	0,0090	11
39-2	0,025	0,029	0,030	0,055	1,2	0,023	0,021	0,0089	11
40-2	0,013	0,014	0,013	0,020	1,1	0,0049	0,012	0,0063	9,1

Prøvenr	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
1-3	0,024	0,0055	0,0091	0,0046	1,8	0,035	0,0045	0,0017	43
2-3	0,023	0,0040	0,0077	0,0034	1,5	0,041	0,0033	0,0043	34
3-3	0,021	0,0049	0,0085	0,0054	1,7	0,052	0,0031	0,0018	38
4-3	0,019	0,0038	0,0069	0,0034	1,5	0,045	0,0032	0,0011	35
5-3	0,026	0,0045	0,0081	0,0035	1,7	0,035	0,0040	0,0016	40
6-3	0,022	0,0044	0,0073	0,0033	1,6	0,071	0,0048	0,0018	34
7-3	0,079	0,0047	0,012	0,058	1,2	0,034	0,0056	0,0021	33
8-3	0,13	0,0065	0,019	0,020	1,3	0,053	0,013	0,0037	32
9-3	0,054	0,0070	0,014	0,019	1,6	0,075	0,0078	0,0053	34
10-3	0,017	0,0059	0,011	0,0079	1,4	0,099	0,0055	0,0023	25
11-3	0,017	0,0071	0,015	0,0088	1,8	0,088	0,010	0,076	31
12-3	0,18	0,044	0,49	3,6	8,2	1,2	1,1	0,24	53
13-3	0,16	0,034	0,34	2,6	5,1	0,87	0,78	0,19	45
14-3	0,14	0,041	0,38	2,7	6,1	0,90	0,82	0,17	47
15-3	0,12	0,029	0,33	2,3	5,5	0,71	0,68	0,19	50
16-3	0,19	0,042	0,46	3,4	7,3	1,1	0,94	0,25	51
17-3	0,23	0,086	0,57	3,9	11	1,5	1,2	0,15	43
18-3	0,22	0,076	0,50	3,5	10	1,2	1,0	0,20	43
19-3	0,22	0,077	0,48	3,2	9,9	1,2	1,0	0,21	38
23-3	0,96	0,22	0,43	2,14	4,5	2,4	7,2	0,048	21
1-4	0,028	0,024	0,019	0,069	1,3	0,038	0,018	0,0023	16
2-4	0,033	0,035	0,080	0,20	1,1	0,10	0,046	0,0016	9,4
3-4	0,025	0,023	0,074	0,16	0,83	0,076	0,038	0,0014	8,4
4-4	0,023	0,023	0,064	0,12	0,91	0,071	0,035	0,0013	8,4
5-4	0,032	0,033	0,071	0,14	0,98	0,10	0,033	0,0016	8,8
6-4	0,025	0,022	0,080	0,17	0,82	0,090	0,046	0,0016	8,4
24-4	0,96	0,21	0,43	2,0	4,4	2,1	7,0	0,043	21

Vedlegg 7 p-verdier fra t-test utført på libeller og vannymfer fra “Vassum midt”

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
p-verdi	0,903	0,022	0,024	0,016	0,001	0,024	0,026	0,072	0,006

Vedlegg 8 Resultater fra multivariat analyse

Vedlegg 8.1 Bioakkumuleringsfaktorer

PCA

**** Summary ****						
Axes		1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	:	0.708	0.118	0.078	0.032	1.000
Cumulative percentage variance						
of species data	:	70.8	82.5	90.4	93.6	
Sum of all	eigenvalues					1.000

RDA med de ulike dammene og bunndyrgruppene som forklaringsvariabler

**** Summary ****						
Axes		1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	:	0.579	0.092	0.047	0.016	1.000
Species-environment correlations	:	0.906	0.899	0.773	0.722	
Cumulative percentage variance						
of species data	:	57.9	67.1	71.8	73.4	
of species-environment relation:		77.3	89.6	95.9	98.1	
Sum of all	eigenvalues					1.000
Sum of all canonical	eigenvalues					0.749

**** Summary of Monte Carlo test ****

Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = 0.579

F-ratio = 74.214

P-value = 0.0020

Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.749

F-ratio = 20.109

P-value = 0.0020

RDA med de ulike dammene som forklaringsvariabel og bunndyrgruppene som co-variabel

**** Summary ****						
Axes		1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	:	0.137	0.049	0.021	0.006	1.000
Species-environment correlations	:	0.730	0.831	0.792	0.359	
Cumulative percentage variance						
of species data	:	29.4	39.8	44.3	45.5	
of species-environment relation:		63.7	86.3	96.0	98.7	
Sum of all	eigenvalues					0.466
Sum of all canonical	eigenvalues					0.215

**** Summary of Monte Carlo test ****	
Test of significance of first canonical axis: eigenvalue =	0.137
F-ratio =	22.455
P-value =	0.0020
Test of significance of all canonical axes : Trace =	0.215
F-ratio =	7.698
P-value =	0.0020

Vedlegg 8.2 Metallkonsentrasjoner i bunndyr

PCA

**** Summary ****						
Axes		1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	:	0.741	0.130	0.051	0.047	1.000
Cumulative percentage variance						
of species data	:	74.1	87.1	92.2	96.9	
Sum of all eigenvalues						1.000

RDA med de ulike dammene og bunndyrgruppene som forklaringsvariabler

**** Summary ****						
Axes		1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	:	0.576	0.111	0.041	0.015	1.000
Species-environment correlations	:	0.883	0.925	0.897	0.560	
Cumulative percentage variance						
of species data	:	57.6	68.7	72.8	74.3	
of species-environment relation:		76.9	91.7	97.2	99.2	
Sum of all	eigenvalues					1.000
Sum of all canonical	eigenvalues					0.749

**** Summary of Monte Carlo test ****	
Test of significance of first canonical axis: eigenvalue =	0.576
F-ratio =	73.400
P-value =	0.0020
Test of significance of all canonical axes : Trace =	0.749
F-ratio =	20.147
P-value =	0.0020

RDA med de ulike dammene som forklaringsvariabel og bunndyrgruppene som co-variabel

*** Summary ****						
Axes		1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	:	0.110	0.075	0.011	0.003	1.000
Species-environment correlations	:	0.926	0.554	0.528	0.765	
Cumulative percentage variance						
of species data	:	24.4	41.1	43.6	44.1	
of species-environment relation:		54.8	92.3	97.9	99.2	
Sum of all	eigenvalues				0.452	
Sum of all canonical	eigenvalues					0.201

**** Summary of Monte Carlo test ****

Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = 0.110

F-ratio = 17.396

P-value = 0.0020

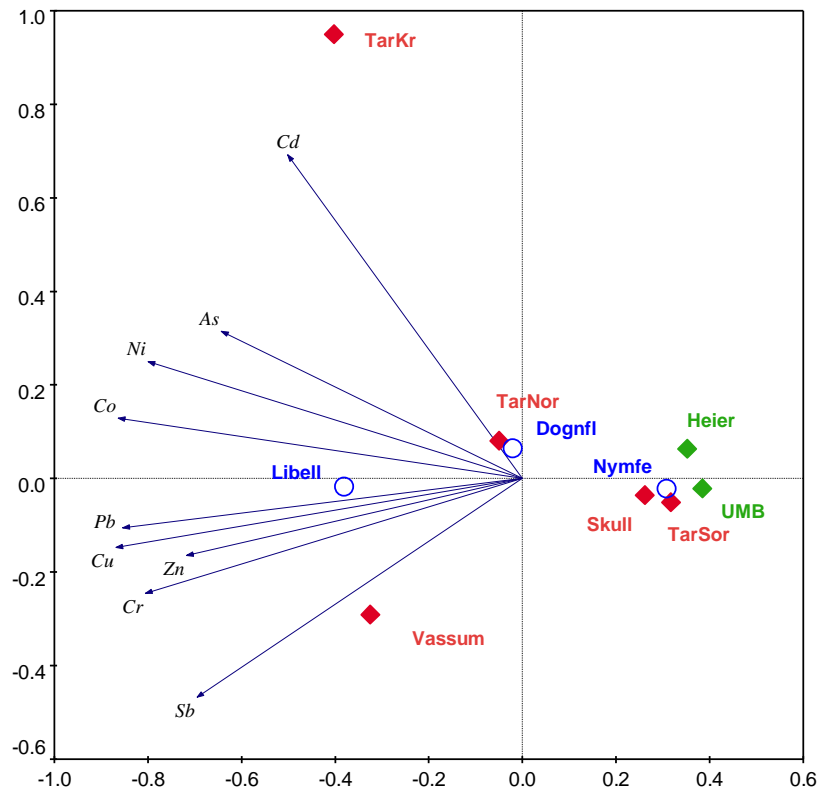
Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.201

F-ratio = 7.213

P-value = 0.0020

Vedlegg 8.3 Biplot for tungmetallkonsentrasjoner i bunndyr

Biplot med de to først aksene for RDA av tungmetallkonsentrasjoner i bunndyr med de ulike dammene og bunndyrgruppene som forklaringsvariabler.



Biplot med de to først aksene for RDA av tungmetallkonsentrasjoner i bunndyr med de ulike dammene som forklaringsvariabel og bunndyrgruppene som co-variabel.

