



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2017 60 stp

Fakultet for Miljøvitenskap og Naturforvaltning
Hans-Christian Teien

Avrenning fra sulfidholdig stein til brakkvann avsetning av metaller i blåskjell og fisk

Hanne H. Kihl Johansen

Biologi
Fakultet for Biovitenskap

Avrenning fra sulfidholdig stein til brakkvann avsetning av metaller i fisk og blåskjell



Hanne Helen Kihl Johansen
Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Høst 2017

Førord

Det følgende arbeidet er resultatet av en to år lang mastergrad i Biologi ved Norges miljø og biovitenskapelige universitet, fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning. Studien ble gjort som et delprosjekt av et pågående prosjekt for Statens vegvesen.

Først vil jeg takke veilederen min Hans-Christian Teien, for alt du har lært meg, og alle dytt i riktig retning. Så vil jeg takke de fantastiske menneskene som har hjulpet meg med alt fra A-Å på laboratoriet, Lene Valle og Marit N. Pettersen, takk for all hjelp og opplæring. Spesiell takk til Yetneberk Kassaye som alltid tok seg ekstra tid, og har hjulpet med alt fra dissekering, omregninger, og analyse av prøver.

Sist men ikke minst en stor takk til familien min, for all støtte og kjærlighet dere har gitt de siste årene. Spesiell takk til mamma og pappa, dere har virkelig gjort alt dere kan for å hjelpe meg bli ferdig, jeg er evig takknemlig. Og til Lenzo, som ikke kan lese dette, takk for at du har holdt meg tilregnelig under alle disse årene på skolen.

Sammendrag

I denne masteroppgaven har det blitt studert forurensning i Kaldvellfjorden (Lillesand). Etter vegbygging (E18 Grimstad-Kristiansand) med sprenging av sulfidholdig gneis ble det laget et deponi. Det er blitt dokumentert høye verdier av Al og tungmetaller i avrenning fra spesielt et deponi, M15/16, noe som har ført til bekymring om dette har bidratt til problemer for livet i fjorden. I senere år blitt bygget et renseanlegg mellom deponi og Stordalsbekk, som skal ha begrenset avrenningen av metaller. Det er gjort to forsøk, det første forsøket foregikk i fjorden med blåskjell og fisk i bur med økende avstand fra forurenset Stordalsbekk, dette forsøket ble utført to ganger, vår og høst. Forsøk nummer to var et kontrollert forsøk på land med kar og forskjellige blandinger fra renseanlegg, bekk og sjø, dette forsøket ble kun gjort på høsten. Fra forsøket i fjorden ble det funnet en trend med lavere konsentrasjon av metaller i blåskjell med økende salinitet i vannet.

Det ble funnet at opptak av Aluminium, Lantan, og Cerium i blåskjell (total) og fisk har en korrelasjon. De som utgjør den beste modellen er La og Ce. Dette er sjeldne jordarter som kan knyttes til avrenning fra deponiet med gneis, men som ikke er av betydning for forurensning i fisk. Aluminium utgjør ikke en like god modell (R^2 verdi på 0.3)

I det kontrollerte forsøket med blåskjell og fisk i kar, var resultatene noe annerledes. For fisk viser resultatene reduserende opptak med økende salinitet med høyest opptak i bekkevann, lavere i vann fra renseanlegg med 10 promille saltholdighet, og lavest i fisk eksponert for vann fra renseanlegg med 20 promille saltholdighet. Fra karforsøket vises ingen sammenheng mellom opptak, her kan ikke blåskjell bli brukt som en indikator på metalloptak eller forurensning i fisk fordi de følger vidt forskjellige trender.

Blåskjell viser en motsatt trend med høyere opptak i skjell eksponert for vann med høyere saltholdighet sammenlignet med opptak eksponert for vann av lavere salinitet fra renseanlegget. Med unntak av Zn og Cu der høyeste opptak er fra bekkevann.

Det ble funnet en høyere andel av partikulært metall i karforsøket sammenlignet med vannanalyser fra fjord. Partikulært metall i vannet påvirker blåskjellene mer enn fisk, ettersom disse organismene er filterere og kan ta opp partikler.

Karforsøket består av forskjellige blandinger med 70 min oppholdstid, vannet i fjorden er blitt lagret betydelig mye lengre etter innblanding.

I et slikt kontrollert forsøk med begrensede vannmengder kan ikke blåskjell brukes som en indikator på opptak av metaller i fiske gjeller..

Summary

This thesis investigates the effects of pollution in Kaldvellfjorden. In 2009 large amounts of sulphide bearing gneiss were blasted, making room for a new road (E18 Grimstad-Kristiansand). The sulfide bearing rock were placed in special deposits, in particular, the M15/16 deposit has been a problem, with documented high values of Al and heavy metals, something that have cause concern, since this can have contributed to problems in the adjacent fjord. I 2011, a water treatment plant was built between the deposit holding the sulfide bearing rock, and Stordalsbekken, something that have limited the acidic runoff.

This study is divided into two trials, with the first one in Kaldvellfjorden with fish and blue mussels in cages with increasing distance of the polluted Stordalsbekken, this trial was executed twice (spring and fall). Trial number two was a controlled one on land with big water containers (tanks), containing different mixers of water from the water treatment plant (wtp) (different salinities, 10- and 20ppt), water from Stordalsbekken, and seawater. This trial was only executed once (fall).

Findings in the fjord study, show that it was a lower uptake of some metals, with increasing salinity. This was shown both in the blue mussels and fish. Uptake of Al, La, Ce, and Cu in blue mussels and fish have a correlation, with La and Ce making the best models for predicted values. La and Ce are rare earth metals, classified not toxic, and can be used as a link to the deposit containing the sulfide bearing rock.

In the controlled trial on land the results were a little different. The highest uptake is found in fish exposed for water from Stordalsbekken, with lower uptake in fish exposed for water from wtp 10ppt, and the lowest uptake in the water from wtp 20ppt.

Blue mussel shows a different trend with highest uptake exposed for water from wtp 20ppt, and lowest uptake in water from wtp 10ppt. It was found from water analyses that the trial on land had a higher concentration of metal particles, especially Al. Particles will affect the uptake of blue mussels more than fish, as they are filter feeders. The trial on land contains water mixers with reduced retention time, while the water in the fjord is stored much longer after mix. In a controlled trial with limited amounts of water, blue mussels will not be a good indicator of metal uptake in fish.

Innholdsfortegnelse

SAMMENDRAG	2
SUMMARY	3
1. INTRODUKSJON	5
1.1 KALDVELLFJORDEN	5
1.2 MÅL	6
2. BAKGRUNN	7
2.1 Metall	7
2.2 Spesiering av metaller	8
2.3 Forurensning i fersk og saltvann	8
2.4 Toksisitet	9
2.5 Gneis	9
2.6 Organismer	10
2.7 GRENSEVERDIER PÅ METALLFOREKOMST I SALTVANN OG OPPTAK I BLÅSKJELL	11
2.8 METALLFORBINDELSER OG GRENSEVERDIER	12
3. MATERIALE OG METODE	13
3.1 STUDIEOMRÅDE	13
3.2 ORGANISMER	14
3.2.1 Blåskjell (<i>Mytilus spp.</i>)	14
3.2.2 Laksesmolt	14
3.3 FORSØKSDESIGN	14
3.3.1 Burforsøk i fjorden	15
3.3.2 Karforsøk på land	16
3.4 PRØVETAKING	18
3.4.2 Prøvetaking av fisk	18
3.4.3 Innsamling av vannprøver	19
3.5 ANALYSE AV PRØVER	20
3.5.3 Analyse av vannprøver	21
3.5.4 Data og statistiske analyser	21
4. RESULTATER OG DISKUSJON	21
4.1 REFERANSEMATERIALE	21
4.2 BURFORSØK	22
4.2.1 Saltinnhold i vann	22
4.2.2 Konsentrasjon av metall i vann	22
4.2.3 Avsetning av metaller i blåskjell (total)	26
4.2.5 Avsetning av metaller i blåskjell gjeller (høst)	29
4.2.7 Avsetning av metaller i fiskegjeller	31
4.3 KARFORSØK	33
4.3.1 Saltinnhold i vann	33
4.3.2 Konsentrasjon av metall i vann	34
4.3.3 Avsetning av metaller i blåskjell (total) fra karforsøket	35
4.3.4 Avsetning av metaller i fiskegjeller	37
4.3.5 Metalloptakk/salinitet i fiskegjeller	38
5. Konklusjon Blåskjell som indikator på forurensning i fisk	39
Burforsøk i fjorden	39
Karforsøk på land	40
6. REFERANSER	41

1. Introduksjon

1.1 Kaldvellfjorden

Kaldvellfjorden er en fjord som ligger mellom Grimstad og Lillesand i Aust-Agder kommune. I 2006-2009 ble en ny motorvei bygd på strekningen Grimstad-Kristiansand av Agder OPS veiselskap, på oppdrag fra Statens vegvesen. Hele denne strekningen har sulfidholdig berggrunn. 3 forskjellige deponier for steinen ble lagt sør for den nye veien. Uberørt sulfidholdig berggrunn forurenses ikke, men ved sprengning vil steinen få tilgang på oksygen og fuktighet, dermed stimuleres geokjemiske prosesser som oksiderer sulfid til sulfat og det dannes svovelsyre. Denne svovelsyren må nøytraliseres før den renner ut i vassdrag, om ikke kan vannkvaliteten bli dårlig og føre til negative biologiske effekter hos akvatiske organismer (Hindar., et al 2011).

Utsprenging av sulfidholdig berggrunn burde derfor unngås, men kan det ikke unngås er passive tiltak best egnet på lang sikt (Frøberg og Höglund 2004). Passive tiltak inkluderer innpakking av steinen, slik at den ikke får tilgang på oksygen eller vann, i deponier. Om ikke tilgang på oksygen og/eller vann er tilstrekkelig begrenset og det blir en avrenning fra steinen kan dette gi økt utlekking og skape miljøproblemer. I slike tilfeller må det settes inn aktive tiltak, aktive tiltak krever vedlikehold over tid; som renseanlegg bygget i Lillesand (Hindar et al 2009).

Deponiet M15/16 har vært et spesielt problem, da dette har bidratt til sur metallholdig avrenning med utløp i Stordalsbekken som deretter renner ut i Kaldvellfjorden. Fra den metallrike, sure avrenningen har det blitt dokumentert høye verdier av metaller, som er av bekymring fordi det kan påvirke vannkvaliteten i fjorden. Det er tidligere rapportert høye verdier av aluminium i hele fjorden, mens Nikkel, kobber og sink innholdet varierte noe mer, fra tilstandsklasse III ”moderat” til tilstandsklasse IV ”dårlig” avhengig av avstand til Stordalsbekken (Johnson et al. 2013). Det er også rapportert forurensing i fjorden fra andre kilder. I 2012 ble det observert akutt dødelighet hos blåskjell på oppdrettsanlegget øst i fjorden, etter undersøkelse og kun dokumentasjon av lave metall nivåer, ble det lagt frem?? at forurensingen kunne komme fra dypvannet. Ettersom anlegget ligger over et av de dypeste områdene i fjorden, kan det bli påvirket av eventuelt omrøring av det oksygenfattige sulfidholdige dypvannet på høsten (Johnson et al. 2013).

Renseanlegg

Agder OPS veiselskap bygde et renseanlegg i Stordalsbekken i 2013, og dette anlegget har redusert utslippet av metaller i bekken og fjordsystemet (Johnson et al. 2013). Det er derimot fortsatt uklart om vannkvaliteten i fjorden påvirkes av den metallrike avrenningen, dette kan være fordi renskapasiteten blir redusert i perioder ved mye nedbør/vann noe som er vanlig på høsthalvåret.



Figur 1. Renseanlegget i Stordalsbekken, her lut-behandles vannet før det slippes ut i bekk- og fjordsystemet.
Foto: Hanne Johansen

1.2 Mål

Det er i tidligere studier dokumentert at konsentrasjoner av metaller som tilføres med elver til kysten avsettes i fisk og bidrar til negative effekter i brakkvann (Teien., et al 2013), dette studiet fokuserer på opptak av metaller i blåskjell og laksesmolt i Kaldvellfjorden.

Det er gjort forsøk med både blåskjell og fisk for å identifisere opptaket av metaller, og det er undersøkt om opptaket av metallene avtar med økende saltkonsentrasjon i fjorden. Det blir også sammenlignet opptak i blåskjell med opptak i fisk for å finne ut om disse kan knyttes opp mot

hverandre og om blåskjell kan bli brukt som en indikator på metall avsetning i fiskegjeller i senere forsøk.

- Metaller og sporstoffer i blåskjell og fisk vil avta ved økene saltpromille
- Opptak av metaller i blåskjell og fisk har en korrelasjon

2. Bakgrunn

2.1 Metall

Mange metaller er naturlige forbindelser som finnes i større eller mindre konsentrasjon overalt, noen essensielle for biologiske funksjoner i dyr og planter (Jaishankar et al., 2014).

Ved høyere konsentrasjoner blir de samme livsviktige metallene giftige, og kan skade organismen eller føre til død. Dette for eksempel ved negative effekter på organismens, metabolisme, reproduksjon og vekst (Salmon 2008). Disse negative effektene kan være letale eller skadelige for organismen, avhengig av konsentrasjonen den er utsatt for. Lave konsentrasjoner av hexavalent krom kan, for eksempel, hemme vekst hos akvatiske planter og dyr (Salomon, 2008). Lave konsentrasjoner av noen metaller kan også generelt forårsake kronisk stress hos fisk, som igjen leder til reduksjon i kroppsstørrelse og vekt (Khayatzadeh., and Abbasi., 2010). Reduksjonen i størrelse resulterer i redusert evne til å konkurrere for habitat og mat, i tillegg til økt sårbarhet ovenfor predatorer (Salomon, 2008; Khayatzadeh and Abbasi, 2010). Og sånn kan en ikke-dødelig effekt ende opp som en dødelig-effekt.

De siste årene har det vært økt fokus på de subletale effektene av metallforurensing i organismer, fordi disse, i tillegg til å ha en skadelig effekt på enkelt individer, også har skadelige økologiske effekter (Boyd et al. 2010), som å spre forurensning lenger i næringskjeden. Denne effekten er kjent som biomagnifikasjon, en prosess der stoffer øker i konsentrasjon gjennom næringskjeden. Slik kan mange metall bli klassifisert som miljøgifter, ettersom det er stoffer som har en eller flere av følgende egenskaper: kronisk giftighet, akutt giftighet, eller tendens til biomagnifikasjon (Molvær, 1997).

2.2 Spesiering av metaller

I denne studien er det sett på forekomsten av Al, La, Ce, Zn, Cu, Mn, og Ni, i vann og opptak i blåskjell og fisk. Totalkonsentrasjoner av stoffer i en løsning gir ingen informasjon om hvor mye av elementet som er biotilgjengelig for organismer, noe som avhenger av temperatur, pH og konsentrasjon av organisk karbon i vannet (Teien et al. 2005). Aluminium kan opptre i flere fysiokjemiske former (Salbu and Ougton.,1995; Driscoll and Kimberly., 1996; Teien., et al. 2004), og kan variere fra ioner til kolloider og partikler i akvatiske miljø. En av de viktigste faktorene for opptak er størrelsen av elementet, ettersom dette direkte påvirker om elementet kan passere den biologiske membranen. Størrelse på elementer blir som regel delt opp i to hovedgrupper; partikler eller oppløst materiale, hvor partikler sedimenteres på grunn av høy vekt og oppløst materialet vil være tilgjengelig i vannet. Videre deles oppløst materialet i tre grupper basert på størrelse; Pseudo-kolloider, kolloider, og lav molekylær masse (LMM) arter (Salbu, 2009).

2.3 Forurensning i fersk og saltvann

Generelt inneholder ferskvann høyere konsentrasjoner av metaller enn sjøvann, og kilden av metaller i sjøvann er som regel fra ferskvann tilførsel.

Når disse blandes sammen i estuarier vil det være en fortykning av metallene som tilføres med ferskvannet (Kumar and Chaurasia, 2016). Det er naturlig lave konsentrasjoner av metaller (Al, Zn, Fe, Cu) i sjøvann, så lave at de ikke er skadelig for organismene som bor der. Mange fjorder og brakkvannsområder er derimot forurenset, fordi de er berørt av elver som strømmer gjennom områder med skogbruk, jordbruk eller industri. I litteraturen finnes grenseverdier på vann (akutte og kroniske) og biota i ferskvann og sjøvann. Disse grenseverdiene sier noe om hvor forurenset vannet er i forhold til tålegrensen for organismen, grenseverdier i biota kan indikere når det kan forekomme negative effekter hos organismer. Selv om forurensning fra metall i sjøen er mindre direkte og synlig enn mange andre typer marin forurensning (Khayatzadeh and Abbasi, 2010), har det er blitt dokumentert høye opptak og akutte effekter i organismer som lever i sjøvann som får vanninput fra forurenset ferskvann (Bjerknes., et al. 2013).

2.4 Toksisitet

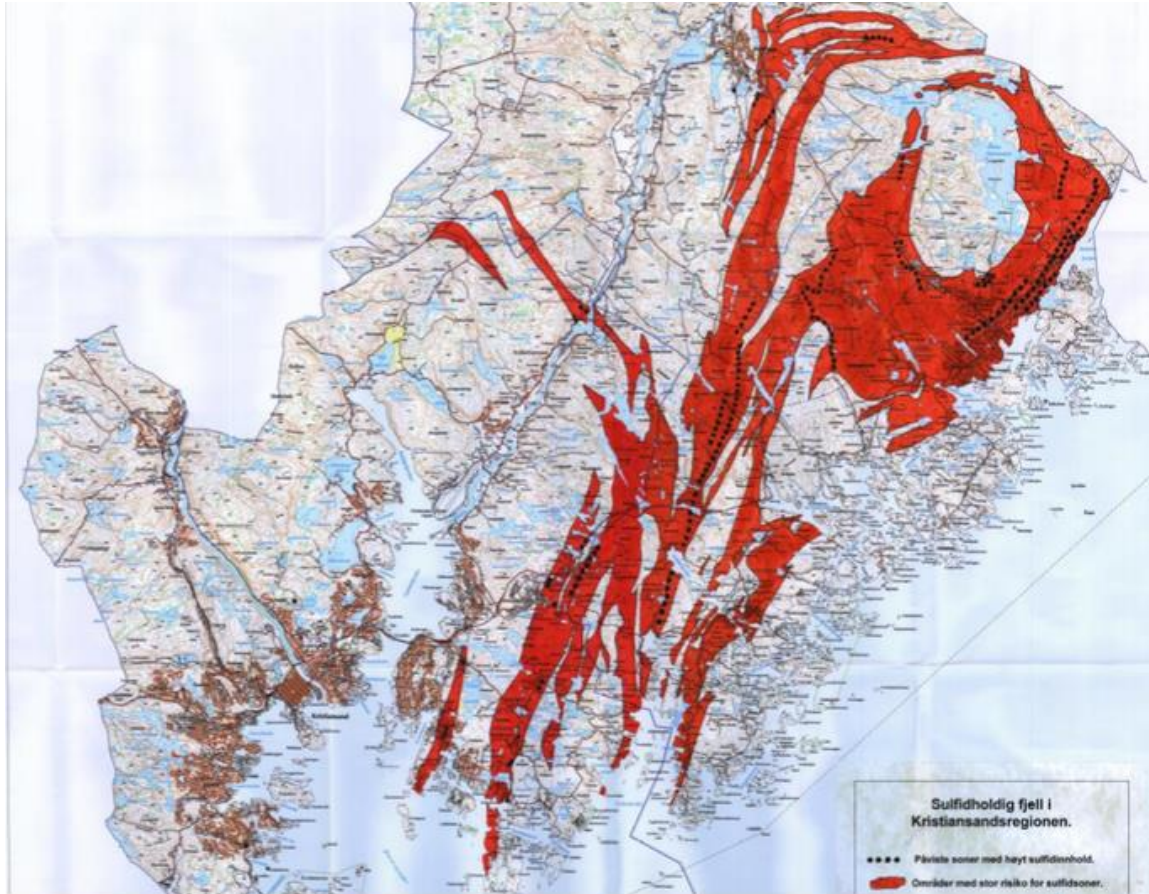
For å være giftige må metallet bli avsatt på eller bli tatt opp i organismen (Salomon, 2008) og hos akvatiske organismer kan dette skje direkte fra vannet- eller matopptak (gjeller, filtrering) eller indirekte gjennom matkjeden (Khayatzadeh and Abbasi, 2010).

Det finnes mange forskjellige giftige forbindelser i akvatiske systemer, og tungmetaller er ansett for å være en av de mest farlige (Kumar and Chaurasia, 2016). For at metallet skal bli tatt opp i organismen må den gjennom en biologisk membran, i fisk kan dette skje på tre måter: gjennom gjellene, fordøyelsessystemet eller på kroppsoverflater (Amundsen et al. 1997)

Opptaket av metall vil være avhengig av flere faktorer som; metal konsentrasjon og størrelse, konsentrasjon av organisk karbon i vannet, og konsentrasjon av konkurrerende ioner (som Ca, H⁺). I det akvatiske systemet studert i denne studien, er en av de studerte metallene det er dokumentert høye verdier på, labilt Aluminium. Al (LAL) er giftig for fisk fordi den tas opp på gjellene og endrer dens struktur og funksjon, og kan ved høye konsentrasjoner føre til respirasjons problemer (Kroglund et al. 2008).

2.5 Gneis

Problematikken med sulfidstein var et ukjent problem i Lillesand og nærområdet frem til 1986. Under bebyggelse ble det sprengt opp ca. 20 0000 tonn sulfidholdig stein, som da ble lagt åpent en lang periode. Etter en stund med forvitring ble det rapportert dårlig vannkvalitet, med pH reduksjon og kraftig stigning av aluminium konsentrasjon i nedenforliggende bekk og innsjø (Langedalstjenn), med påfølgende fiskedød (Hindar. og Lydersen. 2005). Det er også rapportert massiv fiskedød i Moelva (2006) etter sprenging av sulfidholdigberggrun i nærområdet, her falt pH verdien fra 6.5-4.5 bare på en uke etter mye nedbør (Hindar og Iversen, 2006). I avrenning fra sulfidholdigstein er det er det ikke bare en klar økning av aluminium, men også tungmetaller som, nikkel, sink, kobber, og mangan (Hindar og Iversen. 2006). I sur avrenning vil en betydelig andel av aluminium foreligge som biotilgjengelig former, LMM, så små konsentrasjoner som 0.05-0.1 mg/L av uorganisk aluminium anses som problematisk for fisk i ferskvann. Etter sprenging av sulfidgneis er det målt opp til flere mg/L (Hindar and Roger 2003).



Figur 2. Kart over områder med påvist sulfidgneis (••••) og områder med stor risiko for sulfidsoner i Aust-Agder (Kilde: Frigstad, 2009).

2.6 Organismer

2.6.1 *Mytilus spp.*

Blåskjell (*Mytilus*) slekten består av flere nært beslektede arter, som kan krysses og få fertile avkom. Taxonomien er fortsatt noe uklar på grunn av de mange hybridene, men senere studier har funnet ut at det er 5 forskjellige arter av *Mytilus* på den nordlige halvkule; *M. edulis*, *M. galloprovincialis*, *M. trossulus*, *M. californianus* and *M. coruscus* (Beyer et al., 2017).

Mytilus spp. er å finne i fjorder og brakkvannsområder verden rundt, og er en viktig matkilde for arter som sjøstjerne, krabber og ikke minst mennesker. I tillegg til og være en viktig matkilde i næringsnettet er blåskjellene viktig på grunn av dens rolle som filtrerere, hvor de øker primærproduksjon og næringssyklusen i vannet (Ali and Taylor, 2010; Prins and Smaal, 1994). Opptak av metall i skjellene varierer med flere faktorer, som; størrelsen på skjellene, salinitet

(Wolfe and Coburn, 1970), sammen med sesong (Bryan, 1973; Pentreath, 1974) og posisjon i vannkolonnen (Nielsen, 1974).

2.6.2 *Salmo salar*

Atlantisk laks (*Salmo salar*) er en anadrom fiskeart, noe som betyr at fisken blir født og tilbringer sine første år i ferskvann som smolt (1-8 år), for så å vandre til sjøen. Her overvintrer den 1-3 år før den vender tilbake til oppvekstelven for å gyte (Heggberget et al. 1992). Derfor tåler denne arten store variasjoner i saltkonsentrasjon.

2.7 Grenseverdier på metallforekomst i saltvann og opptak i blåskjell

I denne studien er metallforekomst i vann og blåskjell sammenlignet med klassifiseringssystemet for metaller og organiske miljøgifter i sjøvann fra miljødirektoratet (SFT 2007). Dette er en ny og revidert versjon av klassifiseringssystemet fra Molvær, 1997, som omhandler sjøvann og sedimenter. Etter revidering og betydelig utviding av klassifiseringssystemet, er det endret til å være basert på effekter på organismesamfunn (risiko/effekt). Klassifiseringssystemet gjelder marine områder med saltholdighet høyere enn 5 og bakgrunnsnivåene i systemet er etablert på grunnlag av data fra uforurensede norske kystområder. Fordi bakgrunnsverdier varierer med sesong og salinitet er det opprettet en tilstandsgruppe II ”god”, denne ble før kalt høye bakgrunnsverdier (SFT 2007).

Bakgrunns nivå I	God II	Moderat III	Dårlig IV	Svært dårlig V
Naturlige nivåer	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksposering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksposering	Omfattende akutt toksiske effekter

Target	Metal	Concentration	I Background	II Good	III Moderate	IV Bad	V Very bad
Water	As ¹	µg L ⁻¹	< 2	2 - 4,8	4,8 - 8,5	8,5 - 85	> 85
	Pb ^{1,2}	µg L ⁻¹	< 0,05	0,05 - 1,3	1,3-14	14 - 57	> 57
	Cd ^{1,2}	µg L ⁻¹	< 0,03	0,03 - 0,21	0,24 - 1,5	1,5 - 15	> 15
	Cu ¹	µg L ⁻¹	< 0,3	0,3 - 0,64	0,64 - 0,8	0,8 - 7,7	> 7,7
	Cr ¹	µg L ⁻¹	< 0,2	0,2 - 3,4	3,4 - 36	36 - 360	> 360
	Hg ^{1,2}	µg L ⁻¹	< 0,001	0,001 - 0,048	0,048 - 0,071	0,071 - 0,14	> 0,14
	Ni ^{1,2}	µg L ⁻¹	< 0,5	0,5 - 8,6	8,6 - 34	34 - 67	> 67
	Zn ¹	µg L ⁻¹	< 1,5	1,5 - 2,9	2,9 - 6	6 - 60	> 60
	Al ³ (LAL)	µg L ⁻¹	< 5	5 - 30	30 - 65	65 - 95	> 95
Blue mussel	As	mg kg ⁻¹	< 10	10 - 30	30 - 100	100 -200	> 200
	Pb	mg kg ⁻¹	< 3	3 - 15	15 -40	40 - 100	> 100
	Cd	mg kg ⁻¹	< 2	2 - 5	5 - 20	20 - 40	> 40
	Cu	mg kg ⁻¹	< 10	10 - 30	30 - 100	100 - 200	> 200
	Hg	mg kg ⁻¹	< 0,2	0,2 - 0,5	0,5 - 1,5	1,5 - 4	> 4
	Ni	mg kg ⁻¹	< 5	5 - 20	20 - 50	50 - 100	> 100
	Zn	mg kg ⁻¹	< 200	200 - 400	400 - 1000	1000 - 2500	> 2500

Tabell 1. Grenseverdier på metall og blåskjell i ferskvann (Bakke et al. 2007; Arp et al. 2014).

2.8 Metallforbindelser og grenseverdier

Aluminium (Al) er et ikke essensielt metall, det finnes derfor ikke naturlig i verken dyr eller planter.

Al som er bundet til organiske eller uorganiske forbindelser (ikke biotilgjengelig) i ferskvann kan bli mobilisert i møte med saltvann, her finnes det ca 100-200 ganger høyere konsentrasjon av basekationer som Na, Ca og Mg; disse mobiliserer Al ved ionebytting. I tillegg vil innblandingen av ferskvann-sjøvann øke pH verdien og dermed polemisering av lav molekylær masse (LMM) Al (Kroglund et al. 2011). Disse svært gjellereaktive Al polymerene har en gitt levetid, økt tid etter innblanding vil det dannes høy molekylær masse (HMM) Al former som har lavere gjellereaktivitet (Kroglund et al. 2011)

I et surt akvatisk miljø og i blandingssoner vil det derfor mye av Al være tilstede som kationisk uorganisk Al (LMM), det er denne formen som er giftig for, fisk. (Teien et al., 2005), LMM aluminium er positivt ladd og vil tiltrekkes og bindes til de negativt ladde Cl⁻ cellene som finnes på gjellene til fisken. LMM Al endrer gjellenes struktur og funksjon, og kan ved høye konsentrasjoner føre til respirasjons problemer (Kroglund et al. 2008).

Kobber er et essensielt spormetall i planter og dyr i lave konsentrasjoner, ved høye konsentrasjoner kan det være giftig og forårsake akutte (død) og kroniske effekter (reduert metabolisme). I ferskvann finnes Cu naturlig fra 0-0,6 µg/L, når det høyere konsentrasjoner blir det klassifisert som forurenset (Bakke et al. 2007; Arp et al. 2014). I tidligere studier er det funnet at blåskjell er sensitive for tungmetaller fordi de kan endre hjerterytmen (8,9), kobber øker hjerterefrekvensen i doser fra 6.1 til 51 µg/g tørrvekt. Mens det er funnet at Kadmium senker hjerterefrekvensen. Dette kan tyde på blåskjellene har tilpasset seg et miljø med forurensing (Bakhmet et al. 2012).

Mangan er også et essensielt metall i planter og dyr, og er regnet som et ikke giftig element. Det forekommer naturlig i stein og sediment, og kan derfor forekomme i høye konsentrasjoner i akvatiske miljø, spesielt i bentiske organismer (Bjerregaard 2013) Mangan er en viktig del av et enzymsystem som metaboliserer proteiner og energi i dyr, i fisk er det høyest konsentrasjon av Mn i lever og gjeller (Legorburu, et al. 1988). Mangan finnes naturlig i akvatiske systemer i forskjellige konsentrasjoner; 0.03 µg/L til 0.23 µg/L Mn i saltvann og i 0.20 til 20 µg/L i ferskvann (Bowen, 1985).

Cerium er en av de sjeldne jordartene, i motsetning til navnet er ikke stoffet sjeldent. Cerium oksiderer lett i kontakt med luft og vann, og oksideringen går raskere i varmt vann, det er ikke giftig. Gneisen som er blitt sprengt opp under byggingen av E18 Grimstad-Kristiansand inneholder dette, Cerium og kan derfor brukes til som en indikator på forurensning fra sulfidgneisen i deponiet. Lantan er en annen sjelden jordart som er nevnt i denne rapporten, også kilde til sulfidgneisen i deponiet. Konsentrasjonen av disse elementene i ferskvann varierer med avstand til kilde, og vil være lave i sjøvann.

Nikkel er et essensielt spormetall i planter, der den er en viktig del av et enzymsystem som spalter urea til ammonium. Den forekommer naturlig i sjøvann i lave konsentrasjoner, 0-8.6 µg/L, konsentrasjoner høyere enn dette blir klassifisert som forurensning.

3. Materiale og metode

3.1 Studieområde

M15/16 deponiet med sulfidholdig steinmasser etter byggingen av ny E18 har vært et problem etter byggingen, her ble det bygget et renseanlegg i 2013, som lut-behandler vannet før det slippes ut i Stordalsbekken. I denne studien blir det fokusert på hvilke bidrag vannkvaliteten i Stordalsbekken, og hvilket bidrag denne vannkvaliteten har for opptak av metaller i blåskjell etter innblanding av sjøvann i Kaldvellfjorden og resultater sammenlignet med observerte konsentrasjoner i gjeller til fisk.

3.2 Organismer

3.2.1 Blåskjell (*Mytilus* spp.)

Blåskjellene som ble brukt i forsøket ble hentet utenfor fjordterskelen (Figur 5.), i et område som antatt ikke er påvirket av Stordalsbekken. Skjellene ble valgt ut tilfeldig, med en viss tanke på å unngå for store eller små individer. Dette for å få et mer uniformt resultat, uavhengig av størrelse. Skjellene ble derfra direkte fraktet til forsøket, før utsettelse i fjord eller kar. Det ble brukt 5 blåskjell per bur/kar.



Figur 3. Til venstre blåskjell fra burforsøk i fjorden, bilde til høyre er blåskjell fra vårforsøket etter tining før prøvetaking av hele dyret.

Foto: Hanne Johansen

3.2.2 Laksesmolt

Laksesmolt ble valgt til denne studien på grunn av artens evne til å leve i både fersk og saltvann. Prøvestasjonene i bekken-fjorden står i vann fra 2ppt til 0ppt, det var derfor nødvendig med en art som tålte disse ekstreme variasjonene i saltkonsentrasjon.

Laksesmoltet brukt i dette forsøket ble hentet på Sørsmolt oppdrettsanlegg i Kragerød og deretter kjørt direkte til Kaldvellfjorden og satt ut i bur eller kar. Forsøket med laks er godkjent av FOTS mattilsynet, og det ble satt ut 7 fisk per bur/kar.

3.3 Forsøksdesign

Forsøket er delt i to, hvor forsøk 1 foregår i fjorden og forsøk 2 på land. Studien vil se på forskjell på salinitet og opptak av metaller. Forsøksperioden var vår (mai-juni 2016) og høst

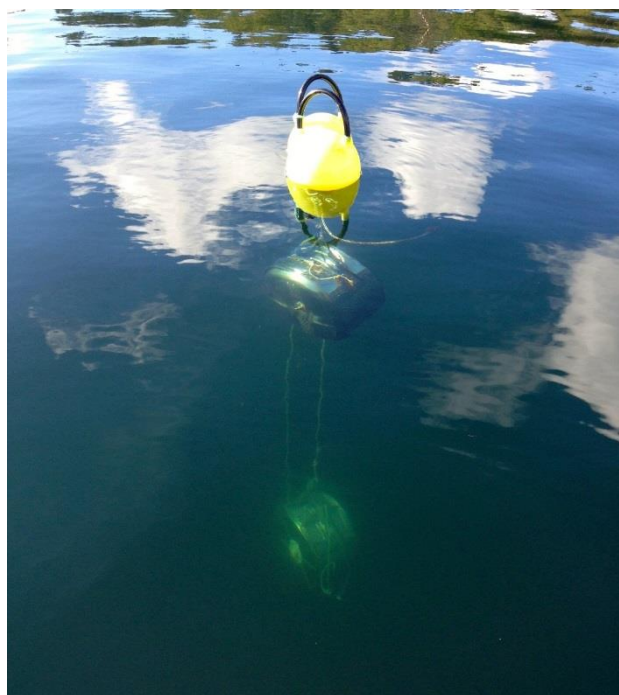
(september-oktober) 2016. Da økt nedbør på høsthalvåret er vanlig var det antatt at fjorden var mer ferskvannpåvirket enn på våren.

3.3.1 Burforsøk i fjorden

I fjorden ble det lagt opp tre prøvestasjoner, her ble det satt ut bur med blåskjell og fisk i en begrenset periode før slakting og prøvetaking for å identifisere akkumulering av metaller. Dette forsøket ble gjort både vår og høst 2016.

Burene som ble brukt var vaskemaskintromler av eldre dato (lånt av NIVA, fig.3), disse sikret vann og mattilførsel i prøveperioden i tillegg til å holde på dyrene.

Første stasjon ble etablert rett utenfor utløpet av Stordalsbekken, den andre midt i fjorden (ved et blåskjelloppdrettsanlegg) og den siste stasjonen ble etablert utenfor fjordterskelen (fig 4.) Fjordterskelen i Kaldvellfjorden er ca. 10m dyp. De to innerste stasjonene er lagt på 1 og 3m dyp, den ytterste stasjonen ble lagt på 3m dyp, dette fordi stasjonen var utenfor fjordterskelen og er trolig ikke påvirket av ferskvannet fra Stordalsbekken. Videre i teksten vil navnene tilsvare hvor stasjonen er, og det vil bli fokusert på saltkonsentrasjonen på den gjeldende stasjonen.



Figur 4. Stasjon utenfor utløpet av Stordalsbekken, 1- og 3m dybde



Figur 5. Stasjonene i Kaldvellfjorden, og stedet for blåskjell uttak (blå prikk).

(Kilde: Google maps)

3.3.2 Karforsøk på land

Kontrollert forsøk på land i kar, med både fisk og blåskjell. Forsøket ble startet 30/9-16 og avsluttet 4/10-16, eksponeringstiden var 96 timer.

Forsøket består av kar med tre forskjellige blandinger med sjøvann (Fig 5.);

1. vann fra Stordalsbekken blandet med sjøvann 20ppt -blåskjell (n=5), fisk (n=7)
2. vann direkte fra renseanlegg blandet med sjøvann 10ppt -blåskjell (n=5), fisk (n=7)
3. vann direkte fra renseanlegg blandet med sjøvann 20ppt -blåskjell (n=5), fisk (n=7)

→ Alle blandinger inneholder en viss mengde sjøvann, de vil derfor bare bli kalt

Renseanlegg eller Stordalsbekken 10 promille saltholdighet eller 20 promille saltholdighet.

For å få stabile blandinger ble det laget blandekar på nivået over karene med blåskjell og fisk. I blandekarene tar det ca 35 min før alt vannet er byttet ut, i motsetning til karene med både fisk og blåskjell der det tar ca 70 min. Noe som gjør den sistnevnte til en mer stabil blanding. Såkalte blandingssoner der metallrikt ferskvann og sjøvann møtes er dokumentert giftige soner, som eksisterer en viss tid etter blandingen.

Vannet ble hentet med vannpumper, og regulert til ønsket blanding ved hjelp av kraner på karene og manuelle målinger av salinitet og pH under hele forsøket. Karforsøket ble designet for å gjennomføre et prosjektstudie med fisk, hvor blåskjell ble tilsatt i tillegg som en del av dette studie.



Figur 6. De tre øverste dunkene inneholder (fra venstre) vann direkte fra renseanlegg, vann fra Stordalsbekken og til høyre sjøvann fra fjorden. I midten er det blandekar, og nederst ferdige blanding med vann. Stordalsbekk 20ppt, renseanlegg 20ppt og renseanlegg 10ppt.
(Foto: Hanne Johansen)

3.4 Prøvetaking

3.4.1 Prøvetaking av blåskjell

Forsøk i fjorden

Det var en forskjell på hvordan skjellene ble prøve tatt i vårforsøket og høstforsøket.

Vår: Blåskjell ble hentet inn 1/6-16 (vår) og oppbevart i fryser i noen mnd. På laboratoriet ble skjellene tint, deretter ble hele dyret skåret ut for prøvetaking og analyse. Det ble prøvetatt 5 blåskjell per bur.

Høst: Blåskjell som ble hentet inn 28/10-16 (høst), ble ikke fryst før prøvetaking, og ble dissekert timer etter opphenting.

Det ble prøvetatt 10 blåskjell per bur, hvor halvparten av skjellene ble skåret ut hele (n=5) (total), mens den andre halvparten ble dissekert før prøvetaking av gjellen(n=5). Skjellene hadde etablert seg godt under begge prøvetakninger.

Karforøk på land

Blåskjellene ble tatt ut av karforsøket etter 96t eksponeringstid samtidig med fisk. De ble ikke fryst før prøvetaking, og ble dissekert timer etter opphenting. Det ble tatt prøver av hele skjell i alle kar (n=5). Skjellene hadde etablert seg bra, og ble observert åpne og filtrerende. Alle individer brukt i analyse var fra 3.5-5.3 x 2.2-2.7 cm (L x H).

3.4.2 Prøvetaking av fisk

Fisk ble prøvetatt (01.06.2016 og 27.10.2016) samtidig med innhenting av blåskjell både på våren og høsten. Fisk prøvetatt 01.06.2016 ble tatt prøver av i båt umiddelbart etter slakting. Alle fisk ble slaktet og tatt prøver av i henhold til Rosseland et al. 2001, ”Emerge sampling manual for live fish”. Det ble gjort i forbindelse med en annen pågående studie på NMBU (Teien et al 2017), og resultatene fra gjellene ble brukt i denne studien. Det var 7 fisk per bur. Under vårstudier var det 100% overlevelse mens det var lavere overlevelse under høststudiet. Det ble ikke tatt prøver av fisk fra ”Utløp Stordalsbekken” 3m eller ”Blåskjellanlegg” 3m under høststudiet. Fra de andre stasjonene var det også høy dødelighet så det endelige prøvenummeret fra fisk høst er; Utløpet Stordalsbekken 1m (N=1), Blåskjellanlegg 1m (N=3), og utenfor terskel (N=7). Fordi det er så lavt prøvenummer på høstprøvetakning vil resultatet kun være representativt på individnivå og ikke populasjonsnivå, og vil derfor bli kuttet fra de statistiske analysene.



Figur 7. Øverste bilde er smolt fjernet tidlig fra karforsøk (død), denne fisken var i blandingen med vann fra Stordalsbekken. Nederste bilde er aluminiumoppsamling observert ved utløpet av Stordalsbekken 28/10-16. Foto: Hanne Johansen

3.4.3 Innsamling av vannprøver

Dataloggere ble plassert i hvert enkelt bur, for korrekt måling av saltinnhold og temperatur på de ulike stasjonene og dybdene.

I tillegg til dataloggere er det gjort direkte målinger (saltinnhold, pH, temperatur) når prøvene ble satt ut og tatt inn, og vannfraksjonering på stedet samtidig med prøvetaking.

Det ble gjort fraksjonering uten filter (total konsentrasjon), med $<0.45\mu\text{m}$ filter (oppløst materiale tilgjengelig i vannet), og 10 KDa filter (Al (LAL)) i felt før innsamling av vannprøver.

3.5 Analyse av prøver

3.5.1 Analyse av biota

Alle prøver ble fryst i en periode (2 uker til 3 måneder) før opparbeidelse og analyse, dette i en vanlig fryser som holder ca. -20°C . Metoden er brukt for alle prøvene, ekskludert blodplasma analyse.

Fryse/tørk

Før frysetørking ble alle prøvene fryst ned til -80°C , separate organer (fisk, blåskjell) og hele dyret (blåskjell), frysetørking trekker ut iskrystallene, og dermed alt som er fuktig i prøven. Når prøvene er helt tørre, dette kan ta alt fra 24-72 t, blir innholdet overført til teflonrør før tørrvekt blir notert.

Ultraclave

Vann, salpetersyre, og internstandard ble tilsatt i hvert prøverør. Internstandaren brukt i disse prøvene er Rh (Rhodium), dette blir brukt for kontroll på oppslutning, fortynning og stabilitet under analyse hvis prøvemateriale blir spilt, feil på maskin e.l. Etter prøvene har stått natten over, for å bli oppløst av syren, ble de satt i en Ultraclave, for oppslutning ved høyt trykk og høy temperatur.

Resultatet blir en klar væske som deretter ble overført til 50ml beholdere, her blir det tilsatt x mengde destillert vann til prøveglassene slik at det blir akkurat 50ml eller 100ml væske, avhengig av tørrvekt på prøven og mengden tilsatt syre og internstandar.

Prøvene ble deretter analysert i en ICP-MS maskin (Inductively coupled plasma mass spectrometry).

3.5.2 Referanse materiale

For å sikre at det ble målt riktig i alle prøvene, å utelukke kontaminering eller annen menneskelig feil ble det også analysert egne prøveglass med referanse materiale. I alle prøvesett ble det brukt DOLT-5 (dogfish liver), et sertifisert referanse materiale for spormetaller for, nikkel, kadmium, jern, bly, og sink

3.5.3 Analyse av vannprøver

Metallkonsentrasjonen i innsamlet vannprøver ble analysert på NMBU ved bruk av ICP-MS etter tilsetning av 5 volum % ultrapure syre (Teien et al., 2017)

3.5.4 Data og statistiske analyser

For å sjekke om det er en trend mellom metalloptak i blåskjell/fisk og salinitet er det gjort regresjonsanalyse. Regresjonsanalyse blir brukt for å finne et forhold mellom to variabler, som blir forklart med signifikants verdi $P < 0.05$, og en R^2 verdi som viser hvor god modellen er, altså hvor mye av variasjonen i datasettet som forklares av regresjonsmodellen (1=100%).

Det er ikke like mange prøvetall fra blåskjell og fisk per stasjon. Dette gjør det vanskelig å sammenligne opptak i disse organismene med enkeltverdier og teste hypotesen om at metalloptak i blåskjell kan brukes som en indikator på forurensning hos fisk. På grunn av stor variasjon i prøvesett i blåskjell er det gjort statistiske analyser der avsetning i hvert enkelt blåskjell (total) per stasjon sammenlignes med gjennomsnittsverdier fisk (gjelle).

Det blir regnet med faktorer som stasjon, dybde, og salinitet. Forholdene er forklart med R^2 og P-verdier. Alle analyser er gjort i Microsoft Excel 2017

4.Resultater og diskusjon

4.1 referansemateriale

Tabell 2. 1634h husstandard referansemateriale.

	referanse	Al	La	Zn	Pb	Cu	Mn	Ni
vår	1643h	148	1.1	209	19	22.7	40	63.3
høst	1643h	143	1	80	18	22	40	62

TABELL 3. DOLT-5 REFERANSE VERDIER FRA VÅR/HØST ANALYSER

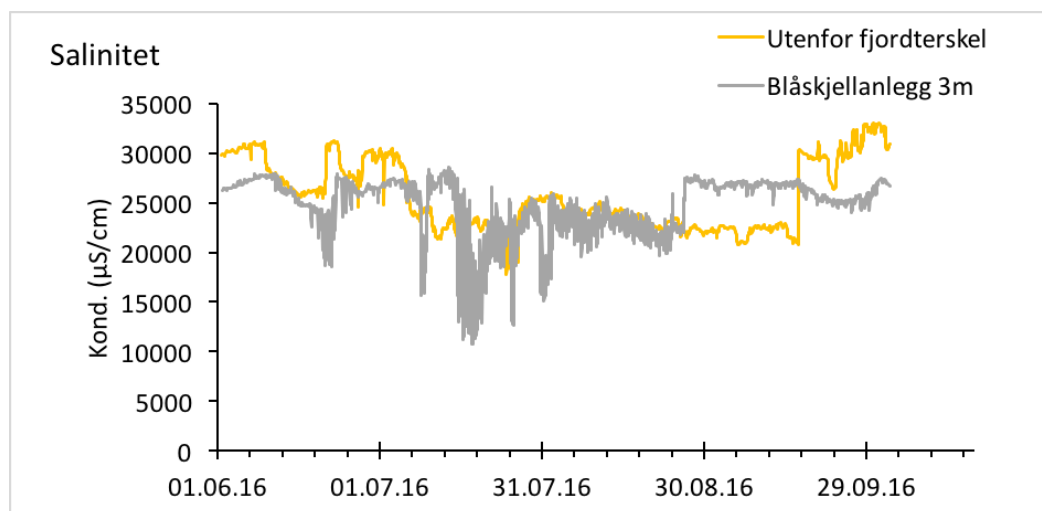
	DOLT-5	Al (mg/kg)	La (mg/kg)	Ce (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)
Vår	Målt verdi	22	NA	NA	110	0.17	36	8.8
Høst	Målt verdi	28.87	0.03	0.06	112	0.16	37	4.1
	Forventet verdi	31.7 ±	NA	NA	105 ±	0.162 ±	35 ±	8.91 ±
	verdi	4.2			5.4	0.032	2.4	0.70

4.2 Burforsøk

4.2.1 Saltinnhold i vann

Resultat fra dataloggere på stasjonene ”utløpet stordalsbekken 3m” og ”blåskjellanlegg 3m” er vist i Figur 8 som konduktivitet/dato.

Det har vært store variasjoner i konduktivitet/salinitet gjennom denne perioden, særlig i juli på stasjonen ved blåskjellanlegg, og i overgangen til september på stasjonen utenfor fjordterskel. Det tyder på at det kan ha vært mye nedbør i denne perioden. Data hentet fra loggerne fra de andre stasjonene viste tegn på feilmålinger og er derfor ekskludert fra figuren og prøvesettet. Loggerne viser målinger fra vårprøvene ble tatt inn, til nye prøver ble satt ut igjen høst.



Figur 8. Saltkonsentrasjon på stasjonene i perioden 1.6.2016 - 29.9.2016

4.2.2 Konsentrasjon av metall i vann

Måling av metall i vannprøver viser at Stordalsbekken er ”kraftig” eller ”moderat” forurenset av Al (LAL), Zn, Cu og Ni. Dette viser seg også utover i fjorden på de andre stasjonene, hvor opptaket er høyest på de første to stasjonene nærmest utløpet av Stordalsbekken; Utløp

Stordalsbekk 1- og 3m. Unntak av konsentrasjoner av Cu på høsten, der var det ingen forskjell mellom stasjonene.

Det var forurensing av AL (LAL) i hele fjorden tilsvarende tilstandsklasse VI ”svært dårlig” i vann innerst i fjorden, bekken og renseanlegget, og tilstandsklasse VI ”dårlig” og III ”moderat” i økende avstand bekk. På prøvetaking høst ble det funnet forurensning av Al (LAL) i Stordalsbekken tilsvarende tilstandsklasse VI ”svært dårlig”, i resten av fjorden ble bare funnet grenseverdier eller tilstandsklasse II ”god”.

Det ble observert store mengder aluminiumoppsamling innerst i fjorden dagen det ble gjort prøvetaking, særlig store mengder ved første stasjon. Det ble fraksjonert vannprøver fra disse stasjonene dagen etter observasjonen, det ble da funnet ekstrem høy forurensing av Al (LAL) i Stordalsbekken, og de andre stasjonene tilsvarte tilstandsklassene ”god” eller ”bakgrunnsverdier”, noe som ikke forklarer dødeligheten på de andre stasjonene. Blåskjell oppdrettsanlegget ligger på et av de dypeste områdene i Kaldvellfjorden og forurensningen i nærheten av anlegget kan være et resultat av at hydrogensulfidholdig- og oksygenfattig dypvann som blir omrørt på høsten. Dette kan gi akutte giftvirkninger på organismene som lever der (Johnsen et al. 2013).

Mange av metallene kan komme fra flere kilder enn steinene i deponiet; jordbruk, boligstrøk, båttrafikk. De sjeldne jordartene derimot kommer direkte fra steinen som er sprengt for å lage ny vei og i liten grad fra andre kilder, og kan derfor knyttes til forurensning fra deponiet (Teien et al., 2017). Det kan selvfølgelig også komme fra steiner i nærområdet, som nevnt tidligere er steinen fra deponiet giftig fordi steinen som er sprengt opp er ekstremt sulfidholdig. Når den kommer i kontakt med oksygen og vann vil den oksidere sulfid til sulfat og det dannes svovelsyre, urørt stein er sjeldent kilde til forurensing. Det er også rapportert tydelige tilførsler av metaller fra en liten bekk som drenerer et annet felt med tilsvarende opp sprengt stein, dette fra boligbebyggelse. Denne bekken renner ut sør for utløpet av Kaldvasselva (Johnson et al. 2013).

Tabell 4. Konsentrasjoner av metall i vann fra vår og høst 2016. Fra vannfraksjonering Al (total) er all aluminium funnet i vannet, Al (LAL) er kationisk uorganisk Aluminium, resten av metallene er totalkonsentrasjon, verdier oppgitt i µg/L. Fargekode på enkelte av stoffene disse representerer grenseverdier: blå- bakgrunns verdier (tilstandsklasse I), grønn- ikke forurenset (tilstandsklasse II), gul- moderat forurenset (tilstandsklasse III), oransje- forurenset (tilstandsklasse IV) rød- kraftig forurenset (tilstandsklasse V). (Bakke et al. 2007; Arp et al. 2014)

	lokalitet	Salinitet	Al (total) (µg/L)	Al (LAL) (µg/L)	La (µg/L)	Zn (µg/L)	Pb (µg/L)	Cu (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)
Vår	Sjøvann	32.6	35	9	8.2	4.7	0.01	1.9	4	0.3
	Renseanlegg	0.3	8346	145	34	213	6.3	28	1419	142
	Stordalsbekken	0.1	3290	227	17	16	1.2	12	415	50
	Utløp stordalsbekk 1m	21	92	79	NA	0	0.03	1.1	7	1.2
	Utløp stordalsbekk 3m	23.9	21	40	NA	0	0.001	0.6	2.6	0.6
	Blåskjellanlegg 1m	21.8	28	33	NA	0	0.01	0.7	2.8	0.5
	Blåskjellanlegg 3m	23.9	16	32	NA	0	0.002	0.5	2.2	0.6
	Utenfor terskel	23.5	32	30	NA	0	0.01	0.6	3	0.6
Høst	Sjøvann	32.6	13	0	12	37	0	0.9	2.4	1
	Renseanlegg	0.3	460	2	11	30	0.3	2.6	154	14
	Stordalsbekken	0.1	1710	122	13.7	90	2.1	10	467	45
	Utløp stordalsbekk 1m	25.7	31	1	6.5	109	0.01	525	5.3	0.6
	Utløp stordalsbekk 3m	27.7	40	14	7.3	43	0.01	159	2.7	0.5
	Blåskjellanlegg 1m	23.3	38	9	6.3	1.8	0	1.1	3.4	0.7
	Blåskjellanlegg 3m	27.1	24	22	8.1	1.3	0	2	0.2	0.35
	Utenfor terskel	31.1	0.4	0	8.7	0.6	0	1.6	0	0.3

Tabell 5. Konsentrasjoner av metall i vann fra vår og høst 2016. Fra vannfraksjonering Al (total) er all aluminium funnet i vannet, Al (LAL) er kationisk uorganisk Aluminium, resten av metallene er den løselige andelen <0.45µm, verdier oppgitt i µg/L.

	lokalitet	Salinitet	Al (LAL) (µg/L) 10 KDa	Al (µg/L) <0.45µm	La (µg/L) <0.45µm	Zn (µg/L) <0.45µm	Pb (µg/L) <0.45µm	Cu (µg/L) <0.45µm	Mn (µg/L) <0.45µm	Ni (µg/L) <0.45µm
Vår	Sjøvann	32.6	9	21	0.22	6	0.2	1.8	4.5	0
	Renseanlegg	0.3	145	8660	313	221	0.5	29	1141	122
	Stordalsbekken	0.1	227	234	31	86	0	4.8	401	42.8
	Utløp Stordalsbekk 1m	21	79	51	0.7	15.5	0	1	9	0,9
	Utløp Stordalsbekk 3m	23.9	40	23	0.2	12.6	0.5	0.9	3.3	0,5
	Blåskjellanlegg 1m	21.8	33	51.5	0.1	12.8	0	0.5	3.9	0,5
	Blåskjellanlegg 3m	23.9	32	19	0.1	13.1	0	0.6	2.2	0,8
	Utenfor terskel	23.5	30	4.7	0.1	15	0	0.6	3.6	0,8
Høst	Sjøvann	32.6	0	11	0.1	5.8	0	0.9	1.2	0.4
	Renseanlegg	0.3	2	NA	0	5.7	0	0	0	0
	Stordalsbekken	0.1	122	360	24.2	74.9	0.1	2.2	399	35.7
	Utløp Stordalsbekk 1m	25.7	1	29	0.17	78.6	0.04	162	4	0.64
	Utløp Stordalsbekk 3m	27.7	14	26	0.14	17.7	0.07	47	2.6	0.5
	Blåskjellanlegg 1m	23.3	9	42	0.35	1.7	0.02	1.2	3.9	0.7
	Blåskjellanlegg 3m	27.1	22	20	0.18	1.6	0.03	1.8	1.5	0.4
	Utenfor terskel	31.1	0	4	0.01	0.7	0.01	1.4	0	0.11

Tabell 6.- Konsentrasjoner av partikulært metall i vannprøver (totalkonsentrasjon – <0.45µm) oppgitt i (µg/L).

	lokalitet	Salinitet	Al (µg/L) Part.	La (µg/L) Part.	Zn (µg/L) Part.	Pb (µg/L) Part.	Cu (µg/L) Part.	Mn (µg/L) Part.	Ni (µg/L) Part.
Vår	Sjøvann	32.6	14	7.98	0	0	0.1	0	0.3
	Renseanlegg	0.3	0	0	0	0	0	278	20
	Stordalsbekken	0.1	3050	0	0	1.2	7.2	14	7.2
	Utløp stordalsbekk 1m	21	41	NA	0	0.03	0.1	0	0.3
	Utløp stordalsbekk 3m	23.9	0	NA	0	0	0	0	0.1
	Blåskjellanlegg 1m	21.8	0	NA	0	0.01	0.2	0	0
	Blåskjellanlegg 3m	23.9	0	NA	0	0.002	0	0	0
	Utenfor terskel	23.5	0	NA	0	0.01	0	0	0.19
	Høst	Sjøvann	32.6	0	11.9	31.2	0	0	1,2
Renseanlegg		0.3	NA	11	24.3	0.3	2.6	154	14
Stordalsbekken		0.1	1350	0	15.1	2	7.8	68	9.3
Utløp stordalsbekk 1m		25.7	2	6.33	30	0	363	1.3	0
Utløp stordalsbekk 3m		27.7	14	7.2	25	0	112	1.2	0.1
Blåskjellanlegg 1m		23.3	0	5.95	0.1	0	0	0	0
Blåskjellanlegg 3m		27.1	4	7.92	0	0	0.2	0	0
Utenfor terskel		31.1	0	8.69	0	0	0.2	0	0.19

4.2.3 Avsetning av metaller i blåskjell (total)

Resultater fra vårforsøket viser at det generelt var høyest opptak av metaller på første stasjon, “utløp Stordalsbekken 1m”, elementene det var høyest opptak av var: Al (83 mg/kg), La (6.4 mg/kg), Ce 13 mg/kg), Pb (2.5 mg/kg), og Ni (2.2 mg/kg). Tallene viser en klar avtapping av opptak av disse metallene utover i fjorden, til minst opptak i blåskjell og fisk eksponert for vann utenfor fjordterskel. Stasjonen med lavest opptak av Zn, Pb, Cu, Mn, og Ni, er ”utløpet av Stordalsbekken 3m”

I forsøket på høsten var opptaket av metaller i blåskjell noe lavere, det var også høyere saltholdighet i fjorden når dette forsøket ble utført (Figur 9). Resultatene følger samme trend som forsøket gjort på vår, og viser generelt over et høyere opptak av metaller på første stasjon: Al (71 mg/kg), Ce (11 mg/kg), Zn (100 mg/kg), Pb (1.31 mg/kg), Cu (7.9 mg/kg), og Mn (3.1 mg/kg). I dette forsøket var det høyest opptak av La på stasjonen "blåskjellanlegg 3m", forskjellene i opptak av dette elementet mellom fjorden var relativt lav (1.5-2.6 mg/kg). I Forsøket fra våren ble det vist opptaket av noen av metallene var absolutt høyest på første stasjon utenfor utløpet til Stordalsbekken, og viste en avtagende trend med lavest opptak på stasjonen utenfor fjordterskel, denne trenden er ikke like klar i dette forsøket. Men viser seg i elementene Al, Ce, Pb, og Cu, bare med mindre forskjeller i opptak.

4.2.4 Korrelasjon mellom metalloptak i blåskjell og saltkonsentrasjon i vannet

I blåskjell (total) er det funnet korrelasjon mellom opptak av flere av metallene og promille saltholdighet i vannet; Al ($P = 0.006$, $R^2 = 0.16$), La ($P=0.006$, $R^2=0.16$), Ce ($P=0.008$, $R^2=0.16$), Zn ($P=0.03$, $R^2=0.1$), Mn ($P=0.001$, $R^2=0.2$). Selv om det vises en korrelasjon mellom disse stoffene + saltholdighet, er R^2 verdiene lave, noe som viser at det ikke er en god modell, dvs, det er flere faktorer som avgjør opptaket av metaller i blåskjell. Figurene av beste modellene med lav p verdi er også vist som figurer (figur 9.). Disse viser et veldig prøvesett med mye variasjon, det antas at modellen hadde sett bedre ut med flere prøveindivider per stasjon. Det er også tatt med figur av forholdet mellom kobber og salinitet, selv om det ikke ble funnet en trend her statistisk viser figuren at det kan være en korrelasjon.

Ettersom blåskjell er en filtrerende organisme, kan den lukke seg under ugunstige forhold og dermed vil opptaket av skadelige metaller stoppe og akkumulering av metallene starte. Man kan derfor anta at opptak av metaller i de forskjellige skjellene, på de forskjellige lokaliteter, vil variere med denne faktoren. Blåskjell kan også til en grad selv regulere opptaket av sink og kobber (SFT 2007). Om man skal drive forsøk på kun blåskjell og effektene av opptak vil det i fremtiden gunstig å kunne observere hvor lenge skjellene er åpne og lukkede under hele forsøksperioden. Dette kan brukes som en faktor under analyse og statistikk. Dermed vil man få mer kjennskap til dette.

Det er funnet høye verdier av Al, og det kan være forurensing under opparbeidelse av skjellene. Blåskjellene fra høstprøvetaking ble skåret ut hele med skalpell og løftet direkte over i prøveglass før de ble nedfrost, prøvene var ikke i nærheten av aluminiumsfolie. På vårprøvetaking ble det brukt aluminiumsfolie på skjærebrett, men selve disseksjonen foregikk i selve skjellet slik at det var minst mulighet for kontaminering fra folien. Det er funnet en liten trend mellom Al og opptak i salinitet så prøvene er ikke ekskludert fra studien.

Tabell 7. Gjennomsnittsverdier \pm SD av metallavsetning i hele blåskjell. Tørrvekt er brukt og konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg.

	Stasjon	Sal	Al (mg/kg)	La (mg/kg)	Ce (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Ni (mg/kg)
Vår	<i>Utløp Stordalsbekk 1m</i>	21	83.8 \pm 39	6.4 \pm 2.7	13 \pm 5.7	130 \pm 16	2.5 \pm 0.5	7.0 \pm 0.8	8.7	2.2 \pm 0.7
	<i>Utløp Stordalsbekk 3m</i>	23.9	39.6 \pm 13	1 \pm 0.6	2 \pm 1	95 \pm 24	1.3 \pm 0.3	5.3 \pm 0.7	5.4	0.7 \pm 0.2
	<i>Blåskjellanlegg 1m</i>	21.8	37.4 \pm 9	1.3 \pm 0.2	2.3 \pm 0.4	122.2 \pm 35	1.3 \pm 0.2	7.5 \pm 1.4	8.68	0.8 \pm 0.4
	<i>Blåskjellanlegg 3m</i>	23.9	61.6 \pm 14	0.9 \pm 0.5	1.6 \pm 1	198 \pm 33	1.9 \pm 0.3	14 \pm 2.5	14.52	1 \pm 0.7
	<i>Utenfor fjordterskel</i>	23.5	61.4 \pm 31	0.5 \pm 0.2	0.7 \pm 0.3	172 \pm 74	1.4 \pm 0.5	10.6 \pm 2.2	10.52	0.5 \pm 0.22
	Høst	<i>Utløp Stordalsbekk 1m</i>	25.7	71.4 \pm 41	1.5 \pm 0.3	11.4 \pm 6.2	100 \pm 21	1.31 \pm 0.7	7.9 \pm 0.7	3.1 \pm 1.2
<i>Utløp Stordalsbekk 3m</i>		27.7	28.3 \pm 7.6	2.3 \pm 0.5	4.1 \pm 0.5	91 \pm 22	0.89 \pm 0.6	7.3 \pm 0.6	2 \pm 0.4	
<i>Blåskjellanlegg 1m</i>		23.3	35.8 \pm 10	2 \pm 0.4	2.8 \pm 0.6	93 \pm 12	1.1 \pm 0.25	6.7 \pm 0.7	2.6 \pm 0.2	
<i>Blåskjellanlegg 3m</i>		27.1	40.4 \pm 8.9	2.6 \pm 1.1	2.9 \pm 0.18	96 \pm 32	0.91 \pm 0.1	6.9 \pm 1.1	2.9 \pm 0.2	
<i>Utenfor fjordterskel</i>		31.1	46.6 \pm 1.8	2.2 \pm 0.56	3 \pm 0.15	88 \pm 1.3	0.99 \pm 0.17	7.3 \pm 0.8	3 \pm 0.15	

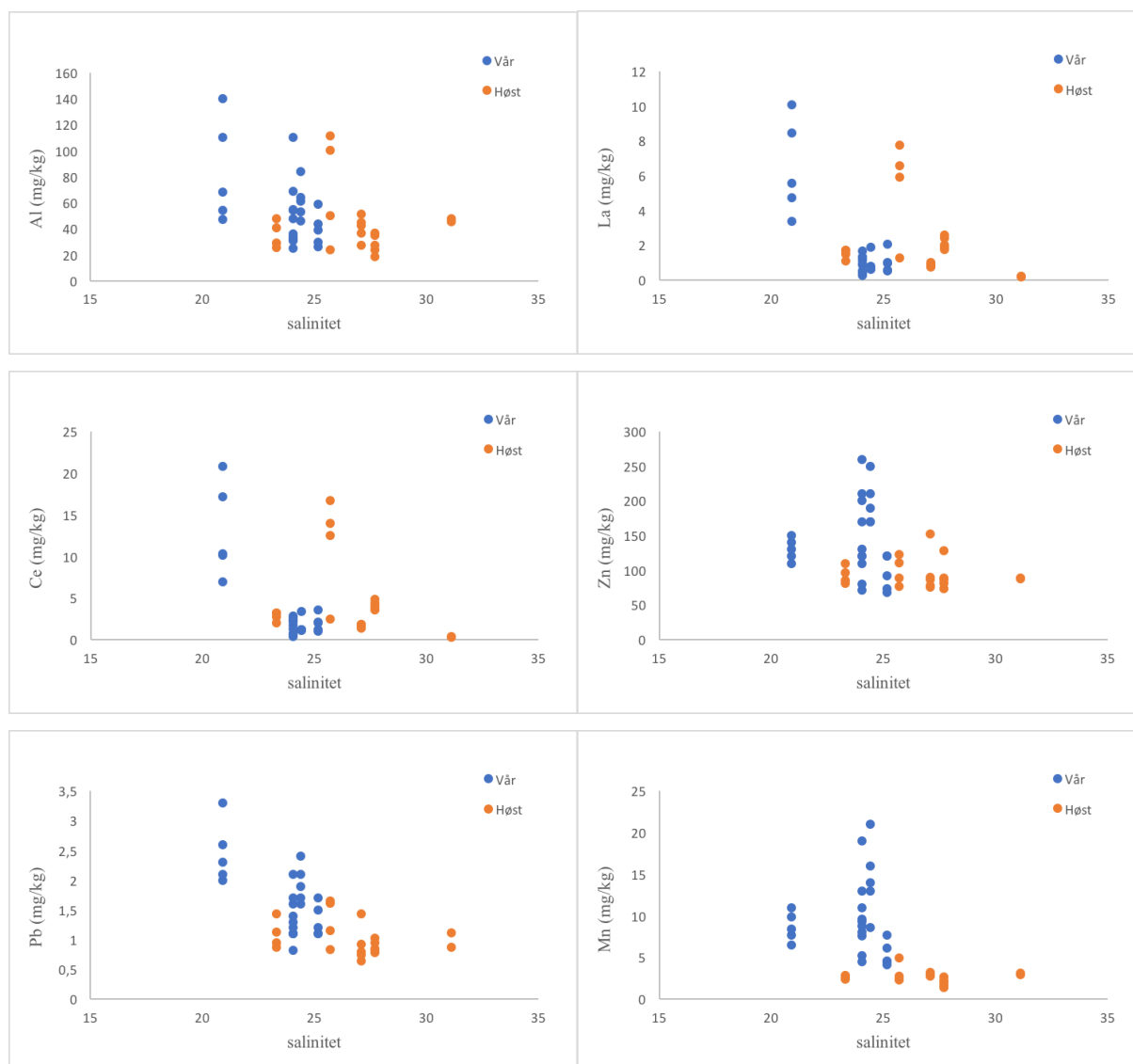


Fig 9. Konsentrasjon av metallene målt i blåskjell (total), tørrvekt. X-aksen består av verdier for salinitet på prøvestasjonen, y-aksen av konsentrasjon oppgitt i mg/kg.

4.2.5 Avsetning av metaller i blåskjell gjeller (høst)

Det er jevnt over et høyt opptak av Aluminium (20-30 mg/kg), med unntak av den siste stasjonen hvor det er ca. halvparten av den gjennomsnittlige konsentrasjonen (11 mg/kg) som i resten av fjorden.

Det er høyest opptak ved første stasjon, utløp av Stordalsbekken 1m, av metallene La (32 mg/kg) og Ce (84 mg/kg) (Fig 8.). Dette er begge sjeldne jordmetaller. Videre er det ingen av

metallene som har noe spesielt høyere opptak ved utløpet av bekken sammenlignet med stasjonen utenfor fjordterskelen. Bly ser ut til å følge en trend med avtakende opptak ved økende salinitet, men på grunn av spredt prøvesett og ekstremverdier er p-verdien lav og vi finner ikke et forhold mellom disse.

4.2.6 Blåskjellgjeller/salinitet

Det er ikke funnet noen trend i opptak av metaller i blåskjellgjeller og salinitet, som forklart ovenfor er opptaket i gjellene ganske likt mellom alle stoffene med unntak av de sjeldne jordartene, La og Ce. Disse er det målt høye verdier av i Stordalsbekken og kommer trolig ikke fra annen kilde i fjorden, dette kan forklare hvorfor vi ser vi opp til 8 ganger lavere konsentrasjoner av stoffene på stasjonene lenger ut.

Høye verdier av både La og Ce i skjellene tyder på forurensing. Vannprøvene derimot viser at det er veldig små konsentrasjoner av disse stoffene i vannet fra renseanlegget, men høye konsentrasjoner i Stordalsbekken som ligger lenger ned. Dette tyder på at det er en kilde til forurensingen mellom disse to punktene, bekken renner mellom to jorder, en eiendom og en ferdig bygd vei.

Blåskjellgjeller som indikator på forurensing i fisk

Det er tatt prøver av blåskjellgjeller i oktober, da det var stor dødelighet hos fisk, det er derfor ikke sammenlignet opptak i blåskjellgjeller mot opptak i fisk.

Tabell 8. Konsentrasjon (Gjennomsnittsverdier \pm SD) av metallavsetning i blåskjellgjeller. Det er brukt tørrvekt og konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg.

Stasjon	salinitet	Al (mg/kg)	La (mg/kg)	Ce (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)
Utløp Stordalsbekk	25.7	29.5	32.3	84	84	2.6	8.6	5.5
1m		± 8	± 10	± 18.0	± 6.6	± 0.8	± 0.6	± 0.5
Utløp Stordalsbekk	27.7	29	3.7	9.2	70	2.5	6.5	4.1
3m		± 14.7	± 1.8	± 4.2	± 8.3	± 0.8	± 0.5	± 0.3
Blåskjellanlegg 1m	23.3	25	5	10.6	100	3.7	7.7	4.1
		± 3.7	± 2.7	± 5.8	± 37	± 1.6	± 0.8	± 0.8
Blåskjellanlegg 3m	27.1	20.6	1	1.6	130	1.7	8.4	4.4
		± 11.8	± 0.4	± 0.6	± 62	± 0.4	± 0.7	± 0.4
Utenfor fjordterskel	31.1	11	0.4	0.5	121	2.9	8	4.5
		± 7	± 0.15	± 0.2	± 83	± 1.4	± 1.9	± 0.7

4.2.7 Avsetning av metaller i fiskegjeller

Resultatene fra prøvetaking vår viser et jevnt resultat mellom de fleste stasjoner, mens analysene fra vår viser høye opptak på stasjonen blåskjellanlegg 3m.

Fra vårprøvetaking er høyeste verdi målt (12 mg/kg) av Al fra første stasjon ”utløp Stordalsbekk 1m”, mens den laveste verdien (8.33 mg/kg) er målt utenfor fjordterskel, dette viser ikke stor endring av aluminium opptak i fiske gjeller gjennom fjorden. Opptak av La og Ce er også høyest på første stasjon, her er det også snakk om lave opptak og små forskjeller (0.18-0.35 mg/kg). Cu og Mn har lavest opptak på første stasjon, og Ni (0.11-0.12 mg/kg) viser like verdier på alle stasjoner.

Fra prøvetaking høst er resultatene noe annerledes, med høyeste opptak av Aluminium (76 mg/kg) på stasjon ”blåskjellanlegg 3m”, og en litt lavere verdi (18 mg/kg) på første stasjon ”utløp Stordalsbekken 1m”, den laveste verdien ble funnet i fisken fra stasjonen ”utenfor fjordterskel”. La og Ce følger samme trend med høyeste opptak på stasjonen ved blåskjellanlegget (La- 3.9 mg/kg, Ce- 9.7 mg/kg), en litt lavere verdi på første stasjon, og lavest på stasjonen utenfor fjordterskel. Opptaket av Zn, Cu, Mn har absolutt opptak på første stasjon, og lavest opptak på stasjonen ”blåskjellanlegg”.

4.2.8 Metallavsetning/saltkonsentrasjon

Gjellealuminium på fisk avtar ofte med økende saltholdighet som følge av økt fortykning av metallet i sjøvann (Teien et al. 2013),

La og Ce viser samme trender som blåskjell (total) og blåskjell (gjeller), med absolutt høyeste verdier på første stasjon; utløp av Stordalsbekken 1m, høst.

Det ble funnet korrelasjon mellom opptak av Cu i fiskegjeller og saltholdighet ($P= 0.0002$, $R^2 0.27$), ingen av de andre metallene viste en trend.

Smolten kan ikke vandre fritt i burforsøket, og derfor vil ikke denne type studie være representativ for hva en utvandrende smolt vil oppleve. Det er mulig frittsvømmende smolt unnviker områder med gjellereaktivt Aluminium ved å oppsøke salttere vann. Ettersom gjellealuminium avtar raskt vil heller ikke en fisk fanget utenfor fjorden vise verdiene fisken har

opplevd i de mer ferskvannspåvirkede delene av fjorden (Diserud., et al 2012). Derfor ble burene plassert med økende avstand fra den trolig forurensede Stordalsbekken og utover i fjorden helt til utenfor fjordterskelen, da er det mulig å studere metalloptak i fisk som svømmer gjennom mer ferskvannspåvirkede områder.

Tabell 9. Konsentrasjon (Gjennomsnittsverdier \pm SD) av metaller i fiskegjeller. Tørrvekt er brukt og konsentrasjonen oppgitt i mg/kg.

	Stasjon	Sal	Al (mg/kg)	La (mg/kg)	Ce (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Ni (mg/kg)
Vår	Utløp Stordalsbekk 1m	20.9	12 \pm 5.9	0.26 \pm 0.06	0.35 \pm 0.09	693 \pm 174	2.73 \pm 0.42	13.9 \pm 3.2	0.12 \pm 0.03
	Utløp Stordalsbekk 3m	25.15	7.7 \pm 8.2	0.24 \pm 0.05	0.31 \pm 0.07	626 \pm 175	3.04 \pm 0.67	14 \pm 2.5	0.10 \pm 0.02
	Blåskjellanlegg 1m	24.05	3.80 \pm 2.50	0.21 \pm 0.03	0.24 \pm 0.04	836 \pm 98	2.91 \pm 0.37	17.74 \pm 3.9	0.12 \pm 0.02
	Blåskjellanlegg 3m	24.4	8.8 \pm 7.3	0.20 \pm 0.05	0.25 \pm 0.07	711 \pm 191	3.14 \pm 0.7	15 \pm 3.4	0.12 \pm 0.03
	Utenfor fjordterskel	24.05	8.33 \pm 4.52	0.18 \pm 0.04	0.20 \pm 0.05	734 \pm 149	2.99 \pm 0.46	14.4 \pm 2.6	0.12 \pm 0.03
	Høst	Utløp Stordalsbekk 1m	25.7	17.8	1.3	5.2	700	4.75	16.3
Utløp Stordalsbekk 3m		27.7							
Blåskjellanlegg 1m		23.3	76 \pm 13.7	3.9 \pm 0.9	9.7 \pm 2.4	487 \pm 55	2.17 \pm 0.5	0.2 \pm 0.03	0.2 \pm 0.04
Blåskjellanlegg 3m		27.1							
Utenfor fjordterskel		31.1	7.2 \pm 4	0.2 \pm 0.05	0.22 \pm 0.08	599 \pm 100	4.6 \pm 2.3	14.5 \pm 2.6	0.1 \pm 0.03

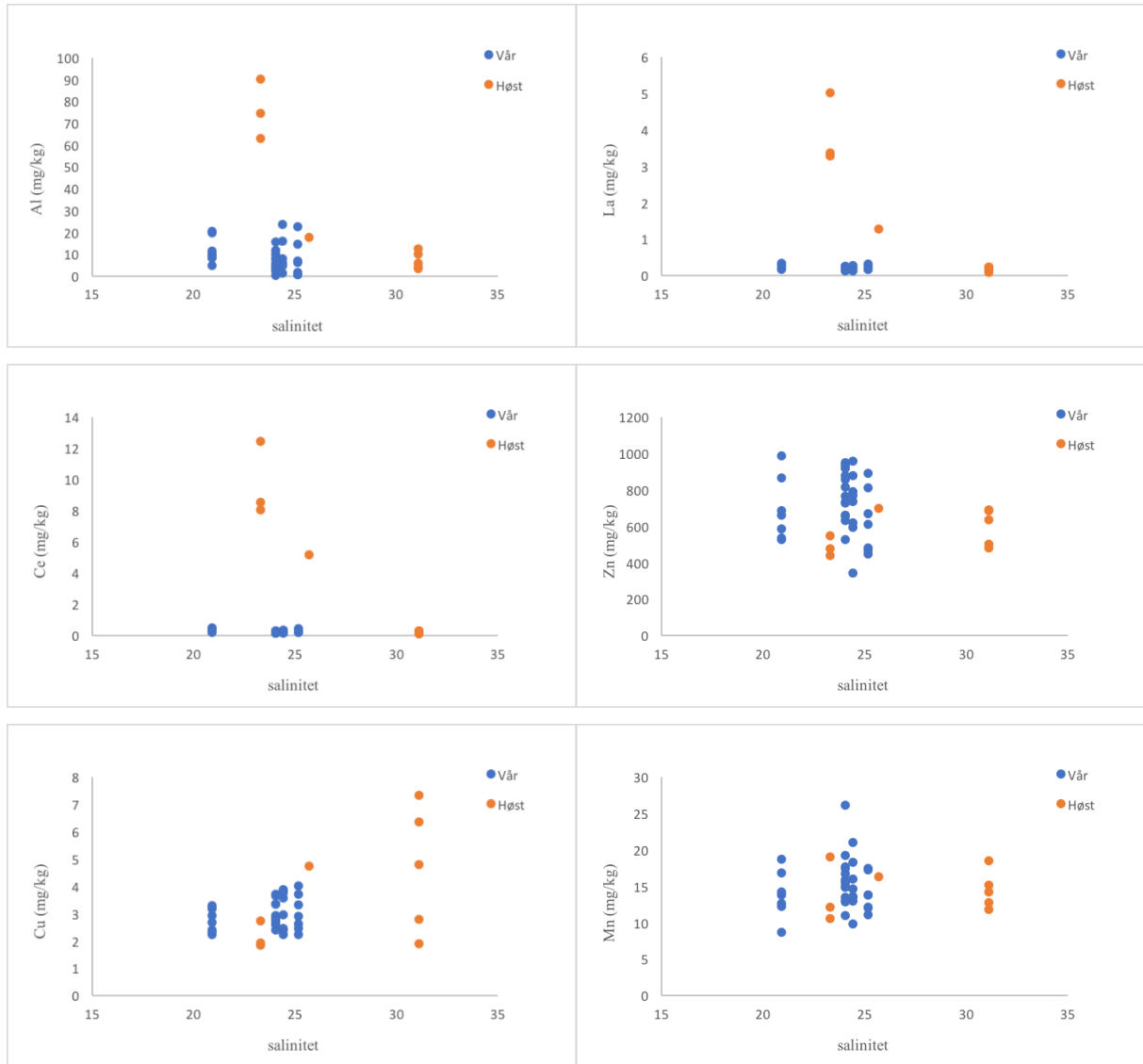
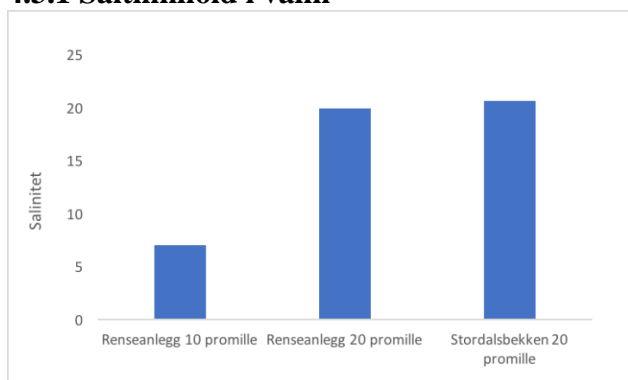


Fig 10. Metalloptak i fiskegjeller (mg/kg) / saltkonsentrasjon, vår/høst. Gjennomsnittsverdier±SD i tabell 4.

4.3 Karforsøk

4.3.1 Saltinnhold i vann



Figur 11. Saltkonsentrasjon på stasjonene i karforsøk.

4.3.2 Konsentrasjon av metall i vann

Tabell 1. Viser gjennomsnittsverdier av konsentrasjoner av metall i vann fra karforsøket (høst 16). Det er resultater fra ufiltrerte prøver (total konsentrasjon), og vannfraksjonering der det er brukt $0.45\mu\text{m}$ filter. Det ble funnet moderat til høy forurensing av Al (LAL) i alle prøvekarene, hvor de høye verdiene har opphav fra Stordalsbekken. Analyser fra renseanlegget og sjøvann viser bakgrunnsverdier. Det er også funnet høye verdier av sink i alle karene, med tilstandsklassene moderat til sterkt forurenset, også sink har opphav i bekkevann med gjennomsnittlig $75\mu\text{g/L}$. Kobber konsentrasjonene varierer fra $0\mu\text{g/L}$ til $5.3\mu\text{g/L}$, noe som tilsvarer tilstandsklasse IV dårlig.

Tabell 10. Konsentrasjoner av metall i vann fra karforsøk (høst). Fra vannfraksjonering Al (total) er all aluminium funnet i vannet, Al (LAL) er kationisk uorganisk Al, resten av metallene er totalkonsentrasjoner verdier oppgitt i $\mu\text{g/L}$. Fargekode på de metallene det finnes grenseverdier på: blå- bakgrunns verdier (tilstandsklasse I), grønn- ikke forurenset (tilstandsklasse II), gul- moderat forurenset (tilstandsklasse III), oransje- forurenset (tilstandsklasse IV), rød- kraftig forurenset (tilstandsklasse V). (Bakke et al. 2007; Arp et al. 2014)

lokalitet	Salinitet	Al (total) ($\mu\text{g/L}$)	Al (LAL) ($\mu\text{g/L}$)	La ($\mu\text{g/L}$)	Zn ($\mu\text{g/L}$)	Pb ($\mu\text{g/L}$)	Cu ($\mu\text{g/L}$)	Mn ($\mu\text{g/L}$)	Ni ($\mu\text{g/L}$)
Sjøvann	32.6	13	0	12	37	0	0.9	2.4	1
Renseanlegg	0.3	460	2	11	30	0.3	2.6	154	14
Stordalsbekken	0.3	1710	122	13.7	90	2.1	10	467	45
Renseanlegg + sjø 10ppt	6.8	1254	90	12	22	0.2	3.4	407	35
Renseanlegg + sjø 20ppt	19.9	677	78	12	25	0.1	2.6	254	21
Stordalsbekk + sjø 20ppt	20.6	489	71	11	46	0.4	2.5	141	12

Tabell 11. Konsentrasjoner av metall i vann fra karforsøk (høst).
Fra vannfraksjonering, <0.45µm.

lokalitet	Salinitet	Al	La	Zn	Pb	Cu	Mn	Ni
		(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
		<0.45µm	<0.45µm	<0.45µm	<0.45µm	<0.45µm	<0.45µm	<0.45µm
Sjøvann	32.6	11	0.1	5.8	0	0.9	1.2	0.4
Renseanlegg	0.3	NA	0	5.7	0	0	0	0
Stordalsbekken	0.3	360	24.2	74.9	0.1	2.2	399	35.7
Renseanlegg + sjø 10ppt	6.8	174	39	68	0.1	5.3	369	34
Renseanlegg + sjø 20ppt	19.9	115	14	34	0.1	2.6	145	13
Stordalsbekk + sjø 20ppt	20.6	102	3	30	0.5	1	130	11

Tabell 12. Mengde av partikler i vann fra karforsøk.

lokalitet	Salinitet	Al	La	Zn	Pb	Cu	Mn	Ni
		(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)
Sjøvann	32.6	0	11.9	31.2	0	0	1.2	0.6
Renseanlegg	0.3	NA	11	24.3	0.3	2.6	154	14
Stordalsbekke n	0.3	1350	0	15.1	2	7.8	68	9.3
Renseanlegg + sjø 10ppt	6.8	1080	0	0	0.1	0	38	1
Renseanlegg + sjø 20ppt	19.9	562	0	0	0	0	109	8
Stordalsbekk + sjø 20ppt	20.6	387	8	16	0	1.5	11	1

4.3.3 Avsetning av metaller i blåskjell (total) fra karforsøket

Opptaket av metaller er mye høyere i skjellene analysert fra karforsøket, sammenlignet med skjellene fra burforsøk i fjorden. Blåskjellene eksponert for vann fra renseanlegg 20 promille saltholdighet viser høyest opptak av Al (280 mg/kg), Ce (29 mg/kg), La (16 mg/kg), Ni (7.5). Det laveste opptaket av elementene Al, Ce, og Ni ble observert i blandingen med vann fra renseanlegg på den laveste promillen, 10 promille saltholdighet. Resten av opptaket er litt mer spredt mellom stasjonene. Det var ingen dødelighet blant organismene i forsøket, og de fleste skjellene ble observert åpne og filtrerende i timene før prøvetaking.

Ettersom det er målt høyere verdier av forurensing i Stordalsbekken (Tabell 5.) sammenlignet med vann direkte fra renseanlegg så er det forventet mer opptak av metaller i skjellene eksponert for vann fra Stordalsbekken, dette viser ikke tallene. Skjellene som har høyest opptak er de eksponert for vann fra renseanlegg 20 promille saltholdighet. Videre viser resultatene et generelt lavere opptak i skjellene eksponert for vann fra renseanlegg på 10 promille saltholdighet. Tidligere i oppgaven er det vist at Al, Ce, og La opptak i blåskjell har en korrelasjon med salinitet når forsøket er utført i fjorden. Grunnen til de motsigende resultatene i karforsøk kan være fordi forsøket er basert på vann med kort oppholdstid etter blanding. Ved lavere salinitet, og pH, er flere av metallene løselig og tas opp raskere av, feks. fisk, under høyere salinitet blir det partikkeldannelse og stoffer som før var tilgjengelig for fisk er nå tilgjengelig for filtrerere som blåskjell. Det er regnet ut fraksjonen av partikler i vannanalysene (Tabell 12.), og andelen av Al partikler er opp til 5 ganger høyere i vannet fra karforsøket, sammenlignet med vann fra forsøket i fjorden.

Tabell 13. Konsentrasjon (Gjennomsnittsverdier \pm SD) av metallavsetning i blåskjell fra forsøk i kar. Det er brukt tørrvekt og konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg.

Karforsøk	salinitet	Al (mg/kg)	La (mg/kg)	Ce (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Ni (mg/kg)
Stordalsbekk+Sjø 20ppt	20.6	212 \pm 83	10.8 \pm 4.5	3.2 \pm 1.1	123 \pm 24	7.8 \pm 1.2	0.7 \pm 0.2	3.1 \pm 0.3	6.5 \pm 0.9
Renseanlegg+Sjø 20ppt	19.9	280 \pm 95	16.1 \pm 5.6	29.6 \pm 8.3	100 \pm 11	7.7 \pm 1	0.8 \pm 0.6	3.77 \pm 0.14	7.5 \pm 1.1
Renseanlegg+Sjø 10ppt	6.8	102 \pm 33	2.9 \pm 0.9	5.3 \pm 2	137 \pm 18	7 \pm 0.8	0.8 \pm 0.5	4.7 \pm 0.67	3.1 \pm 0.6

4.3.4 Avsetning av metaller i fiskegjeller

Resultater fra karforsøket med opptak i fiske gjeller viser at det generelt over var det høyest opptak av metaller i fisken eksponert for vann fra Stordalsbekken, spesielt høyt opptak var det av Al der gjennomsnittsverdien på opptak var 472 mg/kg. I vannanalysene fra denne stasjonen er det målt tilstandsklasse V ”svært dårlig” av Al. (tabell 5.), så resultatet er forventet. Fisken eksponert for vann fra renseanlegg viste lavere verdier, og lavest ved 20 promille saltholdighet (10 mg/kg). Vannanalysene fra disse stasjonene følger samme trend med høyeste forekomst i Stordalsbekken og kar med vann fra renseanlegg 10 promille saltholdighet.

I fisken eksponert for vann fra bekken ble det også funnet høyest verdier av alle de andre metallene målt, med unntak av Zn og Mn.

Det ble gjort en variansetest mellom gruppene fra de forskjellige karene. Først og fremst ble det fokusert på det giftige metallet Al; Fisk eksponert for vann fra renseanlegg med 10 og 20 promille saltholdighet viste normalfordeling, og en t-test ga $P > 0.05$, forskjellene i opptak mellom disse karene var ikke signifikante. Dette er karene med lavest opptak.

4.3.5 Metalloptakk/salinitet i fiskegjeller

Det ble først sammenlignet salinitet og metalloptak på alle stasjoner, det ble ikke funnet noen sammenheng mellom konsentrasjoner av metaller i blåskjell og i gjeller til fisk. Gjennomsnittlig var det høyest opptak i fisken som var eksponert for vann fra bekken, og renseanlegg med 10 promille saltholdighet, så det ble også gjort regresjonsanalyser på disse stasjonene alene. Det ble funnet flere gode modeller på opptak av metaller i fisk og saltholdighet: aluminium ($P=0.0009$, $R^2=0.8$), lantan ($P=0.004$, $R^2=0.7$), cerium ($P=0.01$, $R^2=0.7$), og mangan ($P=0.009$, $R^2=0.64$).

Tabell 14. Konsentrasjoner (Gjennomsnittsverdier \pm SD) av metallavsetning i fiskegjeller fra forsøk i kar. Tørrvekt er brukt, oppgitt i mg/kg.

Karforsøk	Salinitet	Al (mg/kg)	La (mg/kg)	Ce (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Ni (mg/kg)
Stordalsbekk+Sjø 20ppt	20.6	472 \pm 278	18 \pm 11	61 \pm 36	694 \pm 60	4.4 \pm 1.4	17 \pm 4.5	0.95 \pm 0.55
Renseanlegg+Sjø 20ppt	19.9	10.3 \pm 6.4	2.6 \pm 1.4	63 \pm 35	642 \pm 87	2.1 \pm 0.25	16 \pm 2.8	0.16 \pm 0.04
Renseanlegg+Sjø 10ppt	6.8	13 \pm 7.6	3.4 \pm 1.6	53 \pm 28.3	703 \pm 144	2.3 \pm 0.4	15.5 \pm 7.7	0.3 \pm 0.1

5. Konklusjon

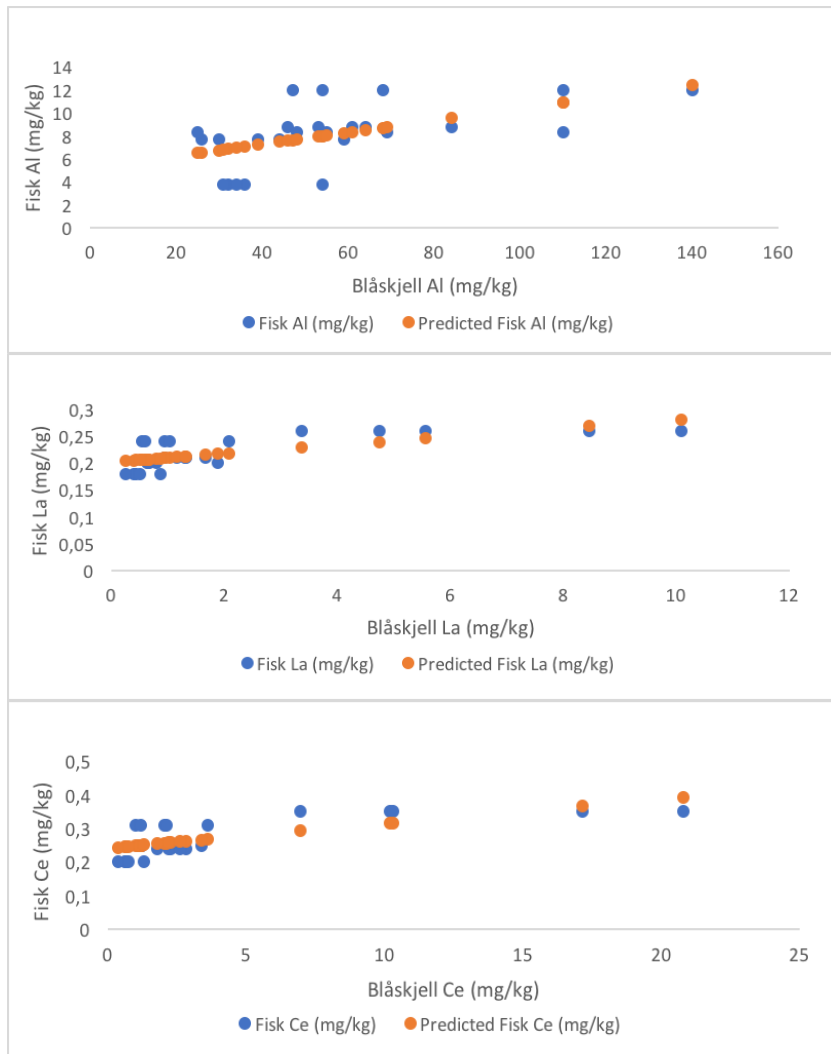
Blåskjell som indikator på forurensning i fisk

Burforsøk i fjorden

Regresjonsanalyser gjort med resultater fra vår og høst viste kun en trend, mellom opptak av Zn ($P=0.04$, $R^2=0.11$). R^2 verdien er så lav at det er klart at trenden avgjøres av ekstremverdier. På grunn av disse ekstremverdiene fra prøvetaking høst, med få prøveindivider pga død, blir regresjonsanalyser for korrelasjon gjort med data fra våren.

Resultatene fra vårforsøket viser trend mellom opptak av metall i blåskjell (total) og fiskegjeller i mange av stoffene analysert; Al ($P=0.04$, $R^2=0.3$), La ($P=0.001$, $R^2=0.48$), Ce ($P=8.02E-05$, $R^2=0.49$), og Cu ($P=0.01$, $R^2=0.22$). Den høyeste R^2 verdien og dermed modellen, er Cerium med en verdi på 0.49 (figur 12.). Dette er klassifisert som ikke giftig, så denne modellen vil ikke være aktuell som indikator på forurensning i fisk, men metalloptak av disse spesifikke elementene. Det er trolig en korrelasjon mellom disse fordi begge arter hadde et veldig høyt opptak av disse elementene på første stasjon sammenlignet med de andre stasjonene. Ettersom aluminium er et ikke essensielt metall klassifisert som giftig, kan en slik trend være til nytte i senere studier. Dette er ikke en god modell, men det antas at med flere prøveindivider blir modellen bedre. Det er også brukt gjennomsnittsverdier i fisk mot enkeltverdier i blåskjell, det er mulig at dette hadde blitt en sterkere trend om analyseres enkeltverdier i begge dyr.

Det er blitt økt fokus på forurensning i fjorder og brakkvann de siste årene, og ettersom blåskjell krever mindre arbeid som forsøksorganisme. For å drive forsøk med dyr kreves søknader og tillatelser, for å ikke nevne forberedelser, plass og tid. Forsøk gjort med blåskjell krever ikke minst like mye, og de ville derfor vært en flott indikatororganisme på aluminiumopptak i fisk.



Figur 12. Fit line plot fra regresjonsanalyse av opptak av metaller i blåskjell og fisk.

Karforsøk på land

Om verdier hos fisk og blåskjell kan sammenlignes er det mulig at i senere forsøk at blåskjell kan brukes i stedet for fiskeforsøk.

I karforsøket gjort på land viser blåskjell og fisk vidt forskjellige trender. Fisk har generelt høyere opptak når eksponert for vann fra Stordalsbekken og rensanlegg vann med lav salinitet sammenlignet med høyere salinitet, det er resultatet som var forventet. Blåskjell viser en trend ved lavere opptak ved lavere salinitet, og generelt over et høyere opptak i vann fra rensanlegg ved 20 promille saltholdighet. Regresjonsanalyser viser ingen trend i fisk og blåskjell mellom opptak av noen av metallene testet.

En forskjellig trend mellom blåskjell og fisk er trolig fordi blåskjell er filtrere og tar opp partikler i vannet, noe som avsettes i mindre grad i gjeller. Ved lav salinitet er mange av metallene løst og kan sette seg på gjeller, når saltkonsentrasjonen øker vil de aggregere og danne større partikler og ikke lenger være tilgjengelig for fiskegjeller (Teien et al 2005). Stoffene vil i stedet foreligge i partikkelform og dermed være tilgjengelig for filtrerere som blåskjell.

Disse resultatene, og regresjonsanalyser, viser at blåskjell ikke er en god indikator på forurensing i fisk i vannkvaliteter med stor dannelse av partikler.

6. Referanser

Ali M., Taylor A. The effect of salinity and temperature on the uptake of cadmium and zinc by the common blue mussel, *Mytilus edulis* with some notes on their survival. *Mesopot. J. Mar. Sci.*, 2010, 25 (1): 11 - 30.

Amundsen, P.A., Staldvik, F.J., Lukin, A.A., Kashulin, N.A., Popova, O.A., Reshetnikov, Y.S. (1997). Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. *Science of the Total Environment*, 201, pp 221-224.

Bakhmet, I.N., Kantserova, N.P., Lysenko, L.A., Nemova, N.N. (2012). Effect of copper and cadmium ions on heart function and capain activity in blue mussel *Mytilus edulis*. *Journal of Environmental science and health part A toxic/hazardous substances & environmental engineering* 47 (11): pp. 1528-1535

Beyer, J., Green, N., Brooks, S., Allan, I., Ruus, A., Gomes, T., Bråte, I. And Schøyen, M. (2017). Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. *Marine Environment Research*, 130, pp.338-365.

Bjerregaard, P. 2013: Økotoksikologi. –Gyldendal, 247: pp 219-223.

Bjerknes, V., Fyllingen, I., Holtet, L., Teien, H.C., Rosseland, B.O., and Kroglund, F. **2003**. Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Norwegian fjords. *Marine Chemistry* 83: 169-174.

Boyd, R.S (2010) Heavy metal pollutants and chemical ecology: exploring new frontiers. *J. Chem. Ecol.* 36, 46-58

Bryan, G. (1973). The occurrence and seasonal variation of trace metals in the scallops *Pecten maximus* (L.) and *Chlamys opercularis* (L.). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 53(1), 145-166

Diserud, O.H., Kroglund, F., Teien, H.-C., Tjomsland, T. & Økland, F. 2012. Modelling av gjellealuminium: Aluminiumspåslag på gjellene til laksesmolt og betydningen dette kan ha for ut- vandringsen. - NINA Rapport 773. 41 s.

Driscoll, C.T. og Kimberly M.P. (1996) The chemistry of aluminum in surface water. The environmental chemistry of aluminum. P. 363-419

Frigstad., F.O. 2009. Sulfidholdige bergarter i Kriansandsregionen. Rapport til arealprosjektet, Kristiansand kommune.

Hietanen, B., Sunila, I., Kristoffersson, R. (1988). Toxic effects of zinc on the common mussel *Mytilus edulis* L. (Bivalvia) in Brakish water. I. Physiological and histopathological studies. – *Ann. Zool. Fennici* 25: pp. 341-347

Heggberget, T.G., Staurnes, M., Strand, R. & Husby, J. (1992). Smoltifisering hos laksefisk.- NINA forskningsrapport 31: 1-42. ISBN 82-426-0227-1

Hindar, A. and Roger, R. (2003) E18 gjennom sulfidberggrunn i Agder anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter. NIVA rapport nr. 4642-2003

Hindar, A. and Lydersen, E. (2005) Effekt av eksponert og ueksponert sulfidberggrunn på vannkvalitet langs planlagt E18-trasé mellom Lillesand og Kristiansand. NIVA rapport nr.4493-2002. ISBN 82-577-4143-4

Hindar, A. og Iversen, R.I. (2006). Utsprenging i sulfidholdig berggrunn på Storemyr i Lillesand – effekter på vannmiljø og forslag til tiltak. ISBN 82-577-5048-4

Hindar, A., Iversen, E.R., Håvardstun, J. (2009) Deponering av sulfidholdig stein i sjø fra ny E18-trasé forsøk med metallutlekking og karakterisering av sedimentet i Kaldvellfjorden. ISBN 978-82-577-5504-1

Hindar, A. (2011) Highway E18 Grimstad-Kristiansand; effects and quantification of acid runoff from deposits of sulphide-bearing rock. NIVA report no.5947-2010. ISBN: 978-82-577-5682-6

Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B., B. and Beeregowda, K., N. (2014) Toxicity, Mechanism and Health Effects of Some Heavy Metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), pp. 60-72

Johnsen, G.H., Eilertsen, M., Haugsøen H.E. (2010), Resipientundersøkelse av Kaldvellfjorden Lillesand kommune. Virkning av avrenning fra deponier med sulfidholdig stein. Rådgivende Biologer As, rapport 1703, ISBN 978-82-7658-968-9

Khayatzadeh J. and Abbasi E. (2010) The Effects of Heavy Metal on Aquatic Animals. In iran: The 1st International Applied Geological Congress, Department of geology, Islamic Azad University – Mashad Branch, 26-28April. pp.688-694

Kroglund, F., Rosseland, B. O., Teien, H.-C., Salbu, B., Kristensen, T., and Finstad, B.(2008): Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminium simulating episodes, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 12, 491-507,

Kroglund, F., Haraldstad, T., Teien, H.C., Salbu, B.O., Rosseland, B.O., Güttrup. (2011) Påvirktes laksesmolt av aluminium i brakkvann? Storelva i Holt, Aust-Agder og Audna, Vest-Agder, 2006. ISBN 978-82-577-5979-7

Kumar, P. and Chaurasia, G.L., (2016) Water pollution and its impact on fish and aquatic invertebrates. International Journal of Comprehensive Leading Research In Science (ISSN:2455-4693) Vol.2 Issue 3, pp: (141-152).

Legorburu, I., L. Canto, E. Millan and A. Casado, 1988. Trace Metal Levels in Fish from Urola River (Spain), Anguillidae, Mugillidae and Salmonidae, Environmental Technology Letters, Vol. 9, pp. 1373-1378.

Nielsen, S.A. (1974). Vertical concentration gradients of heavy metals in cultured mussels. N.Z. Jl marine and Freshwater Research. Volume. 8, p. 631-636.

Ostroumov, S.A. 2005. Some aspects of water filtering activities of filterfeeders. Hydrobiologia, 542(1): pp.275–286.

Pentath, R. (1973). The accumulation from water of ^{65}Zn , ^{54}Mn , ^{58}Co and ^{59}Fe by the mussel, *Mytilus edulis*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 53(1), 127-143.

Pfister, C.A. 2007. Intertidal invertebrates locally enhance primary production. Ecology, 88:pp.1647-1653

Prins, T.C. and Smaal, A.C. 1994. The role of the blue mussel, *Mytilus edulis*, in the cycling of nutrients in the Ooesterschelde Estuary (the Netherlands). Hydrobiologia, 283: pp.413–429

Salbu, B. and Oughton, D.H. (1995) Strategies of sampling, fractionation and analysis. Trace elements in natural waters. CRC press; 1995. P.42-69

Salbu, B. (2009). Fractionation of radionuclide species in the environment. Journal of Environmental Radioactivity, 100, pp 283-289.

SFT 1997. Veileder 97:03 "klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarevann".

SFT 2007. Veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sediment. Rapport TA 2229/2007. Statens forurensingsoppsett.

Rosseland B.O., Massabuau J-C., Grimalt J., Hofer R., Lackner R., Raddum G., Rognerud S., Vives I. 2001. Fish ecotoxicology, The EMERGE fish sampling manual for live fish

Salomon, F. (2008). Impacts of Metals on Aquatic Ecosystems and Human Health. Environment and communities. pp.14-19

Seed R. 1976.

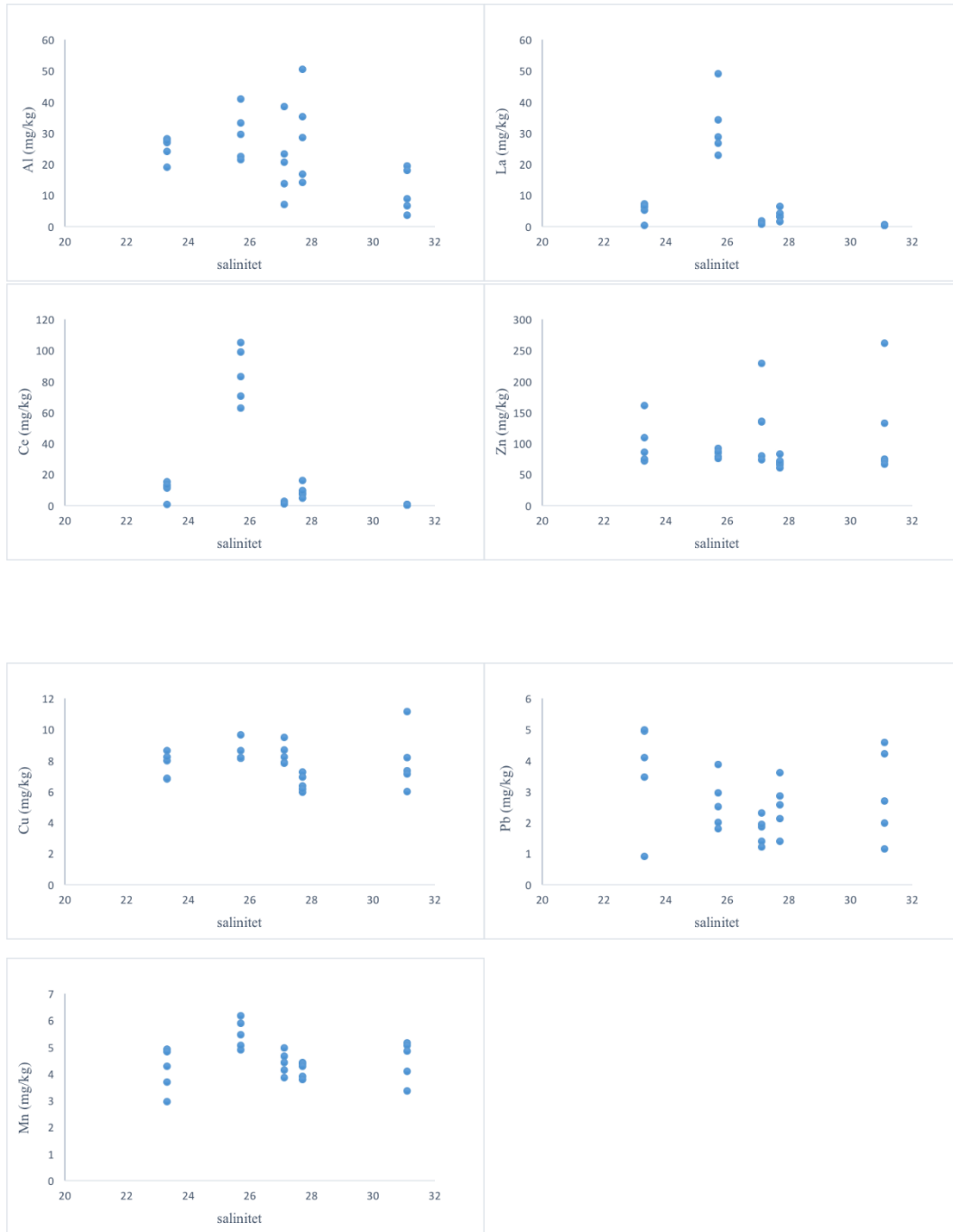
Tchounwou P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K., Sutton, D.J. (2012) Heavy metal toxicity and the environment. Volume 101 of the series *Experientia Supplementum*. pp 133-164

Teien, H.C., Standring, W.J.F. and Salbu, B. 2006. Mobilization of river transported colloidal aluminium in estuaries and subsequent aluminium deposition onto fish gills. *Science of the Total Environment* 364: 149-164.

Walker, S.H., Sibly, R.M., Hopkin, S.P., Peakall, D.B. (2012) *Principles of ecotoxicology*, fourth edition, page 55-56

Wolfe, D. and Coburn, C. (1970). Influence of salinity and temperature on the accumulation of Cesium-137 by an estuarine clam under laboratory conditions. *Health Physics*, 18(5), pp.499-505.

6.Figurer



Figur 8. Metalloptak i blåskjellgjeller/saltkonsentrasjon i vannet, oppgitt i mg/kg (tørrvekt).

Table 13. Climate and Pollution Agency environmental classification system of contaminants in blue mussel and fish (Molvær et al. 1997) and proposed revisions (shaded) for Class I concentrations (Knutzen & Green 2001b) used in this report.

Contaminant		Classification (upper limit for Classes I-IV) Degree of pollution				
		I <i>Insignificant</i>	II <i>Moderate</i>	III <i>Marked</i>	IV <i>Severe</i>	V <i>Extreme</i>
Blue mussel						
Arsenic (As)	mg/kg w.w. ²⁾	10	30	70	140	>140
	mg/kg d.w.	50	150	350	700	>700
Cadmium (Cd)	mg/kg w.w. ²⁾	0.4	1	4	8	>8
	mg/kg d.w.	2	5	20	40	>40
Copper (Cu)	mg/kg w.w. ²⁾	2	6	20	40	>40
	mg/kg d.w.	10	30	100	200	>200
Chromium (Cr)	mg/kg w.w. ²⁾	0.2	1	3	10	>10
	mg/kg d.w.	1	5	15	50	>50
Lead (Pb)	mg/kg w.w. ²⁾	0.6	3	8	20	>20
	mg/kg d.w.	3	15	40	100	>100
Mercury (Hg)	mg/kg w.w. ²⁾	0.04	0.1	0.3	0.8	>0.8
	mg/kg d.w.	0.2	0.5	1.5	4	>4
Nickel (Ni)	mg/kg w.w. ²⁾	1	5	10	20	>20
	mg/kg d.w.	5	25	50	100	>100
Silver (Ag)	mg/kg d.w.	0.3	1	2	5	>5
Zinc (Zn)	mg/kg w.w. ²⁾	40	80	200	500	>500
	mg/kg d.w.	200	400	1000	2500	>2500



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway