



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2025 60 stp**

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

## **Opptak og akkumulering av metaller fra syredannende avrenning i krabbe fra Skallefjorden, Lillesand**

Uptake and accumulation of metals from acid-  
forming runoff in crab from Skallefjorden, Lillesand

Eivind Ussberg Gudmundsen

Master i miljøvitenskap

## Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten av mitt masterprogram i miljøvitenskap på Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Jeg ønsker i den sammenheng å dedikere et eget avsnitt alle som har hjulpet og bidratt under oppgaven.

Først og fremst vil jeg gi en stor takk til min hovedveileder professor Hans-Christian Teien, og mine tilleggsveiledere professor Thrond Oddvar Haugen og Frode Kroglund for utrolig god faglig veiledning gjennom hele prosessen fra feltarbeid, laboratorium arbeid til statistiske analyser.

Jeg ønsker også å takke Lillesand kommune for lån av utstyr, lagringsplass og opphold under feltarbeid. Jeg vil spesielt nevne Bjørn Loland og Ånund Ettestad for gode diskusjoner og praktiske råd.

Videre ønsker jeg å si at jeg er svært takknemlig til firmaet Green-Bay og administrerende direktør for selskapet Tord Aslaksen, for lån av teiner, utstyr, båt og plass til å gjennomføre dissekering av krabber.

Til slutt takk til familie og venner for utrolig god støtte og oppmuntring under denne perioden. Dere betyr utrolig mye for meg!

## Sammendrag

Avrenning fra syredannende bergarter og de økologiske konsekvensene det medfører er et velkjent problem i Norge og resten av verden. I nyere tid har syredannende gneis fått høyt fokus i de sørlige delene av Norge, der eksponering av denne type stein gjennom sprenging har gjort vassdrag med velfungerende økosystemer og rike fiskebestander har blitt liggende døde i løpet av kort tid. Dette skyldes økt metall og tungmetall transport i vannet som et resultat av lav pH. Forskning basert på hvilke konsekvenser denne type avrenning har for fjordsystemer er likevel mindre utforsket. Formålet med dette studiet ble derfor å undersøke forekomsten av metallene og sjeldne jordarter i vevsprøver for artene taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og strandkrabbe (*Carcinus maenas*), samlet inn fra Skallefjorden i Lillesand kommune. Disse artene lever i ulike deler av vannsøylen og gjorde det mulig å vurdere hvordan habitat og økologisk nisje kan påvirke akkumulering av metaller. Studien ble gjennomført ved å sammenligne prøver av krabber fanget inne i fjorden i to ulike felt, dette for å undersøke om det var en gradient. I tillegg ble krabber fanget inne i fjorden sammenlignet med en kontrollgruppe som befant seg utenfor fjorden. For begge artene ble det tatt prøver av både gjeller og det hvite kjøttet, for å vurdere hvor metallene akkumuleres.

Resultatene viste at det var forskjeller i opptak av metaller og sjeldne jordarter, der konsentrasjonsnivået var generelt sett høyere i gjeller enn i kjøtt. Taskekrabber viste en gjennomgående høyere konsentrasjon av aluminium (Al) og bly (Pb) i gjellene sammenlignet med strandkrabbene. Hos strandkrabber ble det funnet signifikante forskjeller i opptak av Al, Pb og kobber (Cu) i gjeller i krabber fanget inne i fjorden sammenlignet med de fanget utenfor fjorden. For de sjeldne jordartene La, Ce, Pr og Nd var det tidlige forskjeller i konsentrasjon langs gradienten fra indre til ytre del av fjorden. Alle de analyserte prøvene for det hvite kjøttet hadde verdier godt under grenseverdien på 0,5 mg/kg for Pb og Cd.

## Abstract

Runoff from acid-forming rocks and the ecological consequences it entails is a well-known problem in Norway and the rest of the world. In recent times, acid-forming gneiss has received high focus in the southern parts of Norway, where exposure of this type of rock through blasting has caused waterways with well-functioning ecosystems and rich fish populations to become dead within a short time period. This is due to an increase in metal and heavy metal transport in the water because of low pH. Yet research based on the consequences of this type of runoff for fjord systems is still less explored. The purpose of this study was therefore to investigate the occurrence of metals and rare earth elements in tissue samples for the species green crab (*Cancer pagurus*) and brown crab (*Carcinus maenas*), collected in Skallefjorden, Lillesand county. These species live in different parts of the water column and have made it possible to assess how differences in habitat and ecological niche can affect the accumulation of metals. The study was conducted by comparing samples of crabs caught inside the fjord in two different zones, giving the opportunity to investigate whether there was a gradient extending along the fjord. In addition, crabs caught inside the fjord were compared with a control group outside the fjord. For both species, samples were taken from gills and white meat, to assess where the metals accumulate.

The results showed that there were differences in the uptake of metals and rare earth elements between organs, where the concentration level was generally higher in gills than in the white meat. Brown crabs showed a consistently higher concentration of aluminum (Al) and lead (Pb) in the gills compared to the green crabs. Significant differences were found in the uptake of Al, Pb and copper (Cu) in the gills of green crabs caught inside the fjord compared to those caught outside the fjord. For the rare earth elements La, Ce, Pr and Nd, there were early differences in concentration along the gradient from the inner to the outer part of the fjord. All the samples analyzed for white meat had values well below the limit value of 0.5 mg/kg for Pb and Cd.

# Innholdsfortegnelse

|                                                           |            |
|-----------------------------------------------------------|------------|
| <b>Forord .....</b>                                       | <b>I</b>   |
| <b>Sammendrag .....</b>                                   | <b>II</b>  |
| <b>Abstract.....</b>                                      | <b>III</b> |
| <b>Innholdsfortegnelse .....</b>                          | <b>IV</b>  |
| <b>1. Innledning .....</b>                                | <b>1</b>   |
| 1 Problemstilling og bakgrunn for studiet.....            | 1          |
| <b>2. Teori .....</b>                                     | <b>2</b>   |
| 2.1 Syredannende gneis .....                              | 2          |
| 2.2 Opptak av metaller og mekanismer .....                | 4          |
| 2.2.1 Bioakkumulering og biomagnifisering .....           | 4          |
| 2.2.2 Tilstandsformer og opptaks veier for metaller ..... | 5          |
| 2.2.3 Opptak direkte fra vann .....                       | 6          |
| 2.2.4 Opptak via føde .....                               | 7          |
| 2.2.5 Utskilling og forsvarsmekanismer .....              | 7          |
| 2.2.6 metaller i sjøvann .....                            | 8          |
| 2.3 sjeldne jordarter.....                                | 9          |
| 2.4 Taskekrabbe (Cancer pagurus).....                     | 10         |
| 2.5 Strandkrabbe (Carcinus maenas) .....                  | 11         |
| <b>3 Metode og materiale .....</b>                        | <b>12</b>  |
| 3.1 Studieområde .....                                    | 13         |
| 3.2 feltarbeid.....                                       | 13         |
| 3.3 Disseksjon.....                                       | 14         |
| 3.4 Laboratorium arbeid.....                              | 15         |
| 3.5 Statistiske analyser .....                            | 17         |
| <b>4 Resultater .....</b>                                 | <b>18</b>  |
| 4.1 Fordeling av parametere for fangst .....              | 18         |

|                                                               |           |
|---------------------------------------------------------------|-----------|
| 4.2 Salinitet.....                                            | 18        |
| 4.3 Boksplott for takse- og strandkrabbe .....                | 19        |
| 4.3.1 Sjeldne jordarter .....                                 | 19        |
| 4.3.2 Utvalgte metaller .....                                 | 22        |
| 4.4 Redudansanalyse (RDA-analyse) for krabbe og sediment..... | 25        |
| 4.4.1 Scree plot for RDA organer sediment .....               | 27        |
| 4.4.2 RDA-analyse for taskekrabbe og strandkrabbe.....        | 27        |
| 4.4.3 Scree plot for RDA Taske- strandkrabbe .....            | 28        |
| 4.5 Akaike information criterion (AIC) .....                  | 29        |
| <b>5 Diskusjon .....</b>                                      | <b>32</b> |
| 5.1 Salinitet og fortynningseffekter.....                     | 32        |
| 5.2 Opptak i gjeller og kjøtt .....                           | 33        |
| 5.3 Forskjeller mellom felt og art.....                       | 34        |
| 5.4 Sjeldne jordarter .....                                   | 36        |
| 5.5 Variabler og valg av modeller gjennom AIC .....           | 37        |
| 5.6 Grenseverdier .....                                       | 37        |
| 5.7 Krabber som bioindikator og usikkerhet .....              | 39        |
| <b>6 Konklusjon .....</b>                                     | <b>40</b> |
| <b>7 Referanser .....</b>                                     | <b>41</b> |
| <b>8 Vedlegg.....</b>                                         | <b>46</b> |

# 1. Innledning

## 1 Problemstilling og bakgrunn for studiet

Lillesand og store deler av Agder fylke befinner seg i områder der berggrunn har rikelig forekomst av syredannende gneis. Dette ble et velkjent gjennom de økologiske konsekvensene som et resultat av utbygging av veitrasé til nye E-18 samt annen utbygging i Lillesand. De økologiske konsekvensene innebar høy fiskedødelighet i innsjøer, tjern og bekker med tilknytting til utbygging i et kort tidsrom (Lillesand kommune, 2021).

Dagens forurensningssituasjon er tilknyttet utbygging av en næringspark som ligger rett vest for den nordlige delen av fjorden. I et pålegg om forhåndsvarsling etter forurensning kommer det frem at utbyggingen begynte i 2015, og allerede juni samme år viste målinger fra avrenningsvannet bekymringsverdige verdier for labilt aluminium. Den høyeste målingen av labilt aluminium det året viste 29 277 µg/l i slutten av august måned. Denne mengden med labilt aluminium hadde trolig akutt dødelig effekt på alt liv med gjeller nedstrøms for anlegget på dette tidspunktet. Videre ble høyeste målte verdi av labilt aluminium målt til 167 867 µg/l i august måned 2016.

Siden avrenningsvannet hadde en høy konsentrasjon av Al stiller det seg spørsmål om avrenningen inneholder andre metaller og hvor biotilgjengelige disse er. Tungmetallene arsen (As), kobber (Cu), kadmium (Cd), sink (Zn) og bly (Pb) ble derfor interessante å undersøke, da disse kan medføre store økologiske konsekvenser (Santhosh et al., 2024). De sjeldne jordartene lantan (La), Cerium (Ce), Praseodym (Pr) og neodym (Nd) var også interessante å undersøke, dette for å bekrefte om forurensning stammer fra avrenning fra industriområdet. For å undersøke opptak av metallene i fjorden ble taskekrabbe og strandkrabbe naturlige valg, da disse to artene lever i ulike deler av vannsøylen. Krabber har også vist seg gjennom andre studier å være velfungerende bioindikatorer for tilstanden til økosystemer (Lavezzo et al., 2020).

Hypotesene som skal testes i denne oppgaven er følgende:

H0: Det er forskjell i opptak av metaller og jordarter i og utenfor fjorden.

H1: Det er forskjell i opptak av metaller basert på art og organ.

H2: Det er en signifikant forskjell i opptak basert på vekst og kjønn tilknyttet taske- og strandkrabber.

H3: Forskjeller i metallkonsentrasjoner kan spores tilbake til forurensningskilden.

## 2. Teori

### 2.1 Syredannende gneis

Syredannende gneis befinner seg innenfor samlebetegnelsen syredannende bergarter, et felles kjennetegn for disse bergartene er mineraler med høyt sulfidinnhold og syredannende egenskaper ved eksponering for luft og vann (Statsforvalteren i Agder, u.å). Problemet oppstår når eksponering tilgjengeliggjør reaktive overflater gjennom sprenging og utgraving av sulfidholdig malm. Avhengig av mineralsammensetningen i bergarten kan oksidasjon og påfølgende avrenning medføre betydelig forurensning (Miljødirektoratet, u.å). Videre omfattes denne gruppen bergarter i lovverket jf. *Forurensningsloven* (1981, 13. mars) "Grunn som danner syre eller andre stoffer som kan medføre forurensning i kontakt med vann og/eller luft, regnes som forurenset grunn dersom ikke annet blir dokumentert". Det er likevel viktig å presisere at det ikke eksisterer en offisiell definisjon for syredannende bergarter eller gneis, der klassifisering og skadepotensiale varierer mellom ulike retningslinjer og veiledere. Eksempelvis har kommuner i Agder, et fylke med rikelige forekomster av syredannende gneis, formet en egen klassifisering av disse bergartene i "Retningslinjer for tiltak i områder med syredannende gneis". Der klassifiseringen baseres på resultatet av tre kriterier: forvittringsgrad, innhold av svovel og hydrogenperoksidtest av den aktuelle bergarten. Til sammen utgjør disse evnen berget har til syredannelse og hvilket forurensningspotensial eksponering av berg kan medføre (Lillesand kommune, 2021).

Problematikken tilknyttet syredannende bergarter er ikke begrenset til Norge, men er et verdenskjent problem. Der det på engelsk er kjent som Acid mine drainage (AMD), og slik som navnet fremstår er det hovedsakelig et problem som oppstår gjennom gruvedrift. Mer generelt oppstår problemet gjennom antropogene endringer av miljøet der mennesker er hovedårsaken til at fenomenet oppstår. Slike endringer av miljøet forekommer når uberørt berg blir eksponert gjennom sprenging og graving. På den måten eksponeres overflater som tidligere ikke var tilgjengelig for vann og luft, i kombinasjon med at den reaktive overflaten til berget økes ved å knuse og sprengte berg i mindre biter (Jiao et al., 2023). I områder med større forekomster av syredannende bergarter kan forurensningen i enkelte tilfeller observeres med det blotte øye, der aluminium danner et hvitt belegg på nærliggende berg eller jernutfelling som er brun oransje ofte omtalt som "yellow boy" på engelsk (Earthworks, u.å).

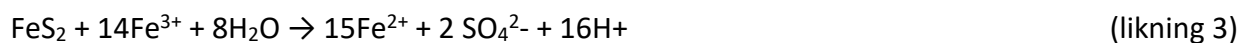
Syredannende gneis kan ha stor variasjon av mineralsammensetning, men et fellestrekk er at under eksponering forvitrer de sulfid holdige mineralene i bergarten gjennom en oksidasjonsprosess, og skaper biprodukter blant annet i form av  $\text{SO}_4^{2-}$  - ioner og metaller. Oksidasjon av det toverdige jernsulfidet svovelkis ( $\text{FeS}_2$ ) er en av de mest vanlige og kjente sulfidholdige mineralene som lett oksiderer, og er derfor ofte en sterk bidragsyter i denne prosessen (Brattli et al., 1997). Videre blir oksidasjon av svovelkis fra sulfat og treverdige jern diskutert i følgende prosess:

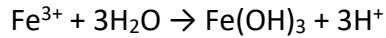


Likning 1 viser hvordan sulfidet  $\text{FeS}_2$  blir oksidert til sulfat  $\text{SO}_4^{2-}$ , i tillegg får vi produkter av toverdige jernioner ( $\text{Fe}^{2+}$ ) og hydrogenionet ( $\text{H}^+$ ). Noe som bidrar til lav pH i vannet.



Likning 2 viser hvordan toverdige jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ) oksideres videre til treverdige jern ( $\text{Fe}^{3+}$ ). Dette er i utgangspunktet en relativt treg prosess dersom  $\text{pH} < 4$ , avhengig av tilstedeværelsen av mikroorganismer. Mikroorganismene kan her ha en katalyserende effekt som øker reaksjonshastigheten betydelig (Brattli et al., 1997).





(likning 4)

Avhengig av pH kan to ulike prosesser ta plass. Ved  $\text{pH} < 3$  vil reaksjonen i likning 3 bidra til at  $\text{Fe}^{3+}$  ytterligere bidrar i forsuringprosessen ved å reagere med mer sulfid ( $\text{FeS}_2$ ) og produsere mer toverdug jern. På denne måten selvforsterkes prosessen. Dersom  $\text{pH} > 3$  øker løseligheten til jern og  $\text{Fe}^{3+}$  felles ut som jernhydroksid  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , noe som kan observeres i likning 4.

## 2.2 Opptak av metaller og mekanismer

En av de største økologiske konsekvensene tilknyttet syredannende gneis omfatter avrenningsvann med lav pH, der man får en økt konsentrasjon av tungmetall og økt metall transport i vannet. Tilstandsformene av metallene vil her være avgjørende og diktere biotilgjengeligheten, og dermed medføre ulike typer økologiske konsekvenser (Søndergaard et al., 2008). Mekanismene og konsekvensene dette har vil bli videre diskutert i kapittel 2.2.1 til 2.2.6.

### 2.2.1 Bioakkumulering og biomagnifisering

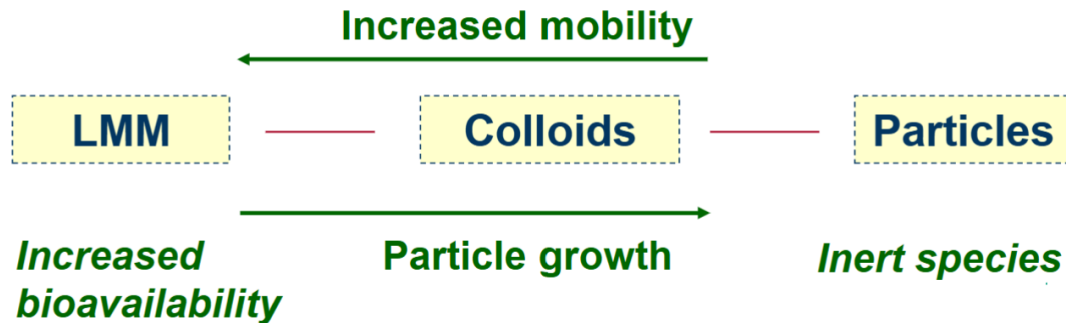
Bioakkumulering er en prosess der organismer tar opp miljøgifter og lagrer de i vevet, fordi utskillelsen og nedbrytningen av stoffene er lavere enn selve opptaket. På denne måten blir slike stoffer fanget i organismen og kan forklares gjennom: Bioakkumulering = opptaksrate – elimineringsrate (Katarzyna Chojnacka & Mikulewicz, 2024). Fenomenet er velkjent innenfor feltet økotoksikologi og kan medføre store negative konsekvenser for vannlevende biota, avhengig av hvilke stoffer, tilstandsformer og mengder som er tilgjengelig for den aktuelle organismen (Teien & 2016). Tungmetaller er av stoffer som faller innenfor denne rammen og kan tatt bli opp direkte fra miljøet gjennom vann eller sediment, men også gjennom konsum av andre organismer som har akkumulert metaller (Schäfer et al., 2015).

Problemet forsterkes ytterligere for stoffer som akkumuleres i næringskjeden noe som i grunn betyr at predatorer som befinner seg høyere i næringskjeden ofte er de som blir hardest rammet. Denne prosessen kalles for biomagnifisering, som i samsvar med bioakkumulering kan ha stor innvirkning på biologiske prosesser i akvatiske miljøer (Nadhirah et al., 2024).

Konsekvensene er generelt sett ansett til å ha virkning på lengre sikt gjennom kroniske effekter. Opptak og akkumulering av metaller og tungmetaller kan medføre negative effekter på organismen, eksempler som celledskader, lav vekst, nedsatt reproduksjon og død er av de som er vanlig å observere (DCEE, 2023).

### 2.2.2 Tilstandsformer og opptaks veier for metaller

I denne oppgaven har det blitt tatt vevsprøver av kjøtt og gjelle for å se på forskjellen mellom ulike opptaksveier av metaller for taskekrabbe og strandkrabbe. Opptak av metaller hos krabber foregår hovedsakelig gjennom to opptaksveier: direkte opptak fra vannfasen som resulterer i avsetning på gjeller før videre overføring til indre transportsystem og avsetning i indre organ, eller gjennom konsum med opptak via føde og overføring til det indre transportsystemet og akkumulering i kjøttet og indre organer (Wiech et al., 2018). Opptak av metaller henger sterkt sammen med pH, under naturlige forhold hvor pH holder seg på et nøytralt nivå vil biotilgjengeligheten ofte være lav. Avhengig av hvilket element det er snakk om og tilstandsform på det aktuelle elementet vil opptaksveier variere etter figur 1. Årsaken til dette er at biotilgjengeligheten av metaller er avhengig av fysikalsk-kjemisk form og hvor løselige de er i vannfasen. Ved lav pH øker løseligheten av metallene og de blir mer mobile, og foreligger i stor grad i lavmolekylære metallforbindelser (LMM) på under 1nm, enten som organiske eller uorganiske komplekser. Ytterligere vil Lav pH bidra til økt konsentrasjoner av hydrogenionet ( $H^+$ ), som konkurrerer med de samme bindingsplassene på partikler og kolloider, der vi får en økning i konsentrasjonen av metaller i lavmolekylær form. Reaktiviteten for positivt ladde LMM metal tilstandsformer er veldig høy i vannfasen, noe som gjør gjeller til en viktig opptaksvei. Ved nøytral pH forholder metaller seg stort sett som kolloider med størrelse på 1nm-0,45  $\mu m$  eller i partikulær form med størrelse på over 0,45  $\mu m$ . Kolloider har lavere mobilitet og gjelle reaktivitet enn LMM, men kan fortsatt bidra til toksiske egenskaper for hvis de blir avsatt på eller tatt opp i organismen. I partikulær form vil toksisiteten for krabbe hovedsakelig bestå gjennom filtrering, da krabber aktivt filtrerer de øverste sediment lagene på havbunnen (Teien & 2016).



Figur 1: Viser hvordan biotilgjengelighet og mobilitet av metaller avhenger av ulike størrelsesfraksjoner (Teien & 2016).

### 2.2.3 Opptak direkte fra vann

I vannfasen vil metaller som Al, Cu, Zn og Cd raskt øke ved lav pH og raskt kunne binde seg direkte til gjellene og ha bioakkumulerende effekter. Av disse er aluminium spesielt godt kjent for å ha store negative konsekvenser. Ved nøytral til høy pH danner aluminium komplekser med hydroksidioner ( $\text{OH}^-$ ) og danner hydroksidkomplekser, da ofte som  $\text{Al}(\text{OH})_3$  som har svært lav løselighet i vann og felles dermed ut som partikler (se reaksjon i likning 5). Under slike forhold har dermed Aluminium lav biotilgjengelighet (Steve Kvech & Edwards, 2002).



Problematikken oppstår dersom pH er under 5,5, da forvittrings effekten øker i takt med økt mengde biotilgjengelige tilstandsformer av metaller for vannlevende organismer. Under slike forhold er labilt aluminium den dominerende tilstandsformen av aluminium, disse er lett tilgjengelige i miljøet og sterkt biologisk reaktive. Den mest kjente og dominerende tilstandsformen av disse er den uorganiske kationiske tilstandsformen av aluminium,  $\text{Al}^{3+}$  (Gensemer et al., 2010). Dette fordi konsentrasjonen av hydroksidioner under slike forhold er lav og det dannes dermed ikke komplekser slik vi ser i likning 5.  $\text{Al}^{3+}$  har høy ladning og lav ioneradius gir sterk affinitet til mot de negativt ladede overflater, slik vi finner på gjellene til krabber (Exley et al., 1991). Gjellene til krabber står for en rekke viktige biologiske prosesser for osmoseregulering og respirasjon. Grenseverdier for smolt er satt til 10  $\mu\text{g/l}$  labilt aluminium gjennom vannforeskriften, der verdier på 150  $\mu\text{g/l}$  er ansett til å være svært alvorlig (Vannportalen, u.å). Studier tilknyttet aluminium og påvirkningen det har for vannlevende

organismer er i stor del rettet mot fisk, men prosessene er likevel relativt like de man finne hos krabbe. I studier gjort på laks (*Salmo salar*) og brunørret (*salmo trutta*) viser det seg at  $Al^{3+}$  kan forårsake osmotisk ubalanse blant annet ved å hemme Na-K-ATPase pumpen, som er den viktigste ionepumpen i gjellecellene (Sandoval, 2023). Ved høye nok konsentrasjoner av  $Al^{3+}$  kan dette bidra til økt produksjon av slim på overflaten av gjellene som igjen bidrar til økt avsetning av Al i slimet og i verstefall føre til respirasjonssvikt og akutt død. Noe som øker diffusjonsavstanden for oksygen og reduserer opptak av oksygen fra vann til blod. På den måten reduseres opptak av oksygen fra vannet og respirasjon blir svært krevende (Evans et al., 1988).

#### 2.2.4 Opptak via føde

Metaller kan bli tatt opp via diett og konsumeringsda krabber er allsidige i kosten. Toksisiteten av metaller som blir akkumulert via føde er ofte å anse til å ha kroniske effekter, der vekst, reproduksjon og alder blir påvirket (Kamunde et al., 2011). Der innhold av tungmetall og annet metall innhold i krabber ofte blir brukt som bioindikator for tilstanden til miljøet og risikoen krabbe og andre marine organismer i samme område har for konsum for mennesker (Álvaro et al., 2016). Enkelte av disse metallene deriblant Fe, Zn og Cu er såkalte essensielle metaller, som er viktige for å opprettholde biologiske prosesser i krabbe. Disse tas aktivt opp gjennom føde, men kan opptre som toksiske dersom eksponering for disse blir for stor (Jomova et al., 2022). Krabbe vil også akkumulere ikke-essensielle metaller gjennom føde blant annet Cd, As og Pb (Bridges et al., 2005). Selv om de ikke-essensielle metallene er skadelige kan de bli tatt opp hos organismer, dette skjer ved at de følger opptaket av essensielle grunnstoff. Dette ved å ha lik ladning og ionestørrelse der aktiv transport gjennom celler som transporterer essensielle metaller også transporterer de ikke-essensielle (Bridges et al., 2005).

#### 2.2.5 Utskilling og forsvarsmekanismer

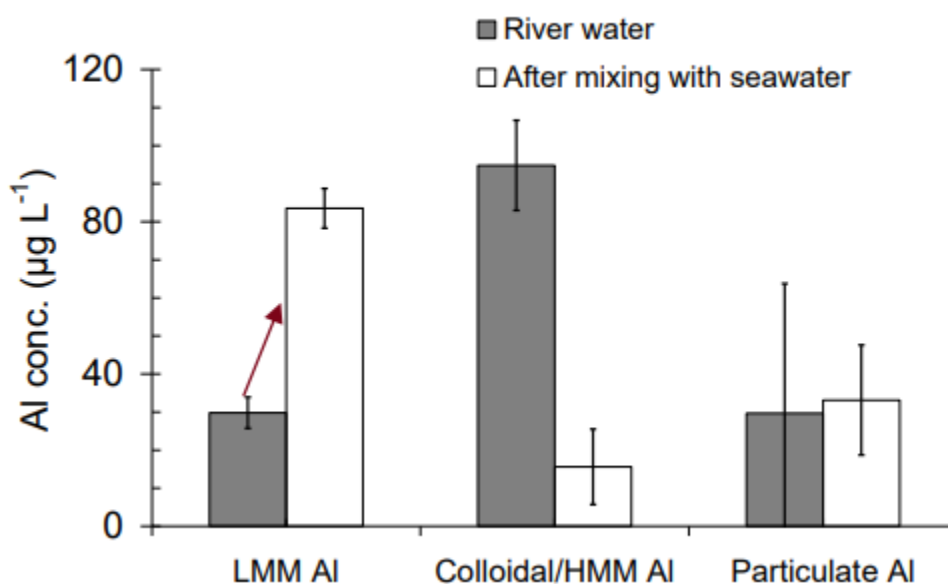
For å håndtere høye konsentrasjoner av metaller både i kjøtt og på gjeller har krabber utviklet en rekke forsvarsmekanismer for avgiftning. Disse forsvarsmekanismene sørger for at viktige biologiske prosesser fortsetter naturlig i krabben under eksponering. Av disse er proteinet methalothinin (MT) som er en gruppe lavmolekylære, cysten rike proteiner viktig i

avgiftningsprosesser (Wiech et al., 2018). Proteinet ble først oppdaget i 1957 av Margoshes og Valle, og har siden den gang blitt observert i et bredt spekter av organismer deriblant virveldyr, virvelløse dyr, planter, sopp og mikrober (Ruoqiu Yang et al., 2024). I krabber er MT aktivitet tilstedeværende i både kjøtt og gjeller, men den høyeste konsentrasjonen befinner seg i det brune kjøttet, hepatopankreas, som er fordøyelseskjertelen til krabben (Wiech et al., 2018). MT bidrar med avgiftning ved å redusere skade metallioner har på celler gjennom en reguleringsprosess, der metaller blir bundet til cystein i proteinet. Cysteinet er her en aminosyre og inneholder rikelige mengder tiol (Ruoqiu Yang et al., 2024). Det er tiol som er det chelaterende ligandet, der to eller flere atomer binder seg til metalionet og danner en ringstruktur rundt metallet (Byrd et al., 1986). Tiol har egenskapen til å binde seg til både de essensielle og de ikke-essensielle metaller som typisk er såkalte bløte metall som danner sterke komplekser med svovel (Catrouillet et al., 2025). Ved cellulært behov for essensielle metaller slik som kobber og zink vil MT kunne frigjøre bindinger med disse metallionene. De ikke-essensielle metallene bli lagret i indreorganer eller transportert til utskillingsveier som i hovedsak blir gjort gjennom tarm og fekal utskillelse. Likevel er det en øvre terskel der bindingskapasiteten til MT kan overstiges. I slike tilfeller vil ikke MT lenger klare å binde metaller, noe som resulterer i akkumulering i vevet (Keen et al., 2005).

### 2.2.6 metaller i sjøvann

Når avrenningsvann fra områder med syredannende gneis når fjorden skjer det endringer i vannkjemien, dette påvirker løselighet, biotilgjengelighet og toksisitet av metallene har for livet i fjorden. Først og fremst får vi en fortykningseffekt der mer konsentrert ferskvann blander seg med sjøvann og man får en fortykning av metallene ut i fjordbassenget. Noe som typisk vil medføre en observerbar endring, der opptak og akkumulering reduseres utover i fjorden (Berge et al., 2018). Saltvann har også en mye høyere ionestyrke enn det vi finner i ferskvann, med økt konsentrasjoner av blant annet klor ( $\text{Cl}^-$ ), Natrium ( $\text{Na}^+$ ) og Svovel ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) (Barthel, 2024a). Metaller slik som  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  og  $\text{Pb}^{2+}$  kan danne komplekser med andre ioner i saltvann og slik endre reaktiviteten. Økning av ionestyrke vil også bidra til økt aggregering av kolloider og de aggregerte kolloidene blir så store at de danner partikler som igjen på grunn av høy masse faller ut av vannfasen i form av sedimentering. Slik det tidligere er nevnt i kapitlet om tilstandsformer

reduseres mobiliteten av metaller med økt størrelsen på komplekset. Noe som betyr at gjelle reaktiviteten i utgangpunktet er lavere i saltvann. Det finnes likevel unntak til dette, estuarier er blandingssoner der ferskvann og saltvann blandes til brakkvann. I slike soner kan mobiliteten og biotilgjengelighet av metaller også raskt øke, da spesielt for aluminium hvis de blir transportert med elv vann bundet til organisk materiale (Teien et al., 2006). Forskjellen for ionestyrke for natrium (Na) og kalsium (Ca) mellom ferskvann og saltvann driver denne prosessen, der økt ionestyrke i saltvann medfører ionebytting og desorpsjon (Machado et al., 2016). Her vil metaller som tidligere var bundet til overflater av kolloider eller partikler frigjøres tilbake til vannfasen. Dermed øker mengden lavmolekylære tilstandsformer av metaller i vann-, og biotilgjengelighet, da særlig for aluminium som illustrert i figur 2 (Teien & 2016).



Figur 2: Viser hvordan de lavmolekylære formene av aluminium raskt øker gjennom blanding av saltvann og ferskvann, der aluminium bundet til større komplekser frigjøres til vannfasen (Teien & 2016).

### 2.3 sjeldne jordarter

Sjeldne jordarter er en samlebetegnelse for en samling av 17 grunnstoffer i det periodiske system, 15 av disse er lantanoider, begynnende fra lantan (La) med atomnummer 57 til lutetium (Lu) med atomnummer 71. De to andre er scandium (Sc) og yttrium (Y) med atomnummer 21 og 39 (Hughes et al., 2015). Alle disse er metaller og er derfor også kjent som

sjeldne jordmetaller. I nyere tid har de fått stor nytteverdi i ny moderne elektronikk slik vi finner i biler, mobiltelefoner, datamaskiner, da disse metallene blant annet har god elektrisk og varme ledningsevne og et høyt smeltepunkt (Fossen, 2025). På lik linje med teknologi har relevansen til sjeldne jordarter økt sterkt innenfor vitenskapelig forskning, da de egner seg som utmerkede biomarkører og sporstoffer for geokjemiske prosesser i det omgivende miljøet. Det finnes flere studier som omhandler hvordan antropogene påvirkninger medfører et økt nivå av sjeldne jordarter sammenlignet med det naturlige bakgrunnsnivået for organismer. I en studie gjort i Rio doce, en elv i Brasil, ble det påvist at arten mudflat fiddfler krabbe (*Minuca rapax*) hadde høyere konsentrasjoner av sjeldne jordarter. Der Yttrium utmerket seg og hadde langt høyere nivåer kontra mudflat fiddler krabber fra mindre forurensede områder (Fernandes et al., 2024). I en annet studie fra Brasil, gjennomført på Thin-fingerd fiddlerkrabber (*Leptuca leptodactyla*) ble det påvist sammenheng mellom avstand fra urbane avløp og reduserende innhold av Lanthan (La) og Cerium (Ce) (Lavezzo et al., 2020).

## 2.4 Taskekrabbe (*Cancer pagurus*)

Taskekrabbe er en art i krabbefamilien og befinner seg langs store deler av norskekysten, fra Skagerrak kysten i sør og helt opp til Nordkapp. Arten kjennetegnes ved en rødbrun farge på overpartiet og et lysere parti på underside, den har fem beinpar der det fremste er i form av klør som er sorte i spissen (Sømme, 2024b). Taskekrabber trives i varmere vann og er observert på fra tidevannssonen ned til 400-500 meters dyp. Der forekomsten av taskekrabbe har en sterk sammenheng mellom temperatur og sesong. Om sommeren befinner den seg i den grunnere områder for å vokse og formere seg, og den er fraværende på temperaturer under 4-5 grader C. Den har en antatt levetid på rundt 20 år og blir opptil 29 cm over ryggskjoldet, og blir kjønnsmoden ved 11cm ryggskjoldbredde. Livssyklusen til taskekrabbe er sterkt korrelert til temperatur, der vekst, utskiftning av skall og kjønnsmodning går raskere sør i Norge der temperaturen i vannet er høyere enn det den er i de nordlige delene av Norge. Arten er å anse som en opportunistisk art når det kommer til føde, der føde stort sett består av det den kommer over av fisk, små krepsdyr, maneter og rødalger. For mennesker har taskekrabbe hatt en stor kommersiell betydning i Norge i over 100 år, der årlig fangst de siste 10 årene har vært

på rundt 5000 tonn/år. Det er også antatt at det er betydelig mengde urapportert fangst knyttet til taskekrabbe, i form av bifangst, fritidsfiske og spøkelsesfiske. Med et antatt estimert fangst på omkring 1500 tonn/år (Marcussen et al., 2022).

## 2.5 Strandkrabbe (*Carcinus maenas*)

Strandkrabbe er en bunnlevende organisme i svømmekrabbe familien og er tallrik langs norske kysten fra sør helt til Finnmark i nord. Arten kjennetegnes ved at den har fem brede tagger langs kanten av brystskjoldet, og er ofte grønn eller brunaktig i farge i et marmorert mønster på oversiden, og lyse grønne eller røde på buksiden avhengig av tid siden forrige skallskifte (Sømme, 2024a). Den befinner seg i de grunne delene av fjæra ned til rundt 7 meters dyp, der den lever av en variert diett bestående av ulike muslinger, fisk og alger. Strandkrabber er svært tilpasningsdyktige og tåler et bredt spekter av temperaturer og salinitetsinnhold. Likevel er tilstedeværelsen av strandkrabbe og aktivitetsnivå høyere i områder med høyere temperatur. Den sterke tilpasningsdyktigheten har gjort den til en fryktet fremmed art i mange land. I Norge har den blitt klassifisert til å ha høy risiko (HI) potensiale når det kommer til spredning. I motsetning til taskekrabbe er dette en langt mindre art som blir omlag 8 cm bred over ryggskjoldet, og har svært lav kommersiell verdi i Norge der største rapporterte fangst er på 1000kg i 2013. Likevel er strandkrabbe ansett som en delikatesse sør i Europa og andre steder i verden (Meeren et al., 2022).

### 3 Metode og materiale

For å undersøke om det er forskjeller i opptak av metaller for strandkrabber og taskekrabber, og hvordan fordelingen av metallene for hver av artene skiller seg utover i fjorden, ble fjorden delt inn i to deler, som i denne oppgaven vil bli omtalt som felt 1, felt 2 og felt 3. Illustrert i figur 3 der felt 1 befinner seg nærmest utløpet markert i rødt, felt 2 befinner seg i den indre delen av fjorden markert i blått. Felt 3 er kontrollgruppen som ligger rett utenfor Asperøysund og åpner seg ut mot havgapet. Formålet med inndelingen av fjorden var å undersøke om det er en gradient og gradvis økning i opptak av metaller lengre ut i fjorden. Siden jeg ikke hadde noe referansemateriale å sammenligne metall verdier med inne i fjorden var det nødvendig å samle inn krabber utenfor fjorden. Disse danner en kontrollgruppe som danne en retningslinje for naturlig eksponering av ulike metaller.



Figur 3: Viser inndelingen av felt 1, 2 og 3 i Skallefjorden som polygoner i forskjellige farger. Felt 1 er markert som rødt, felt 2 er markert som mørkeblått og felt 3 (kontrollgruppen) er markert som mørkegrønt.

### 3.1 Studieområde

Studieområdet befinner seg i Skallefjorden i Lillesand kommune, har en lende på 2km og er en liten fjord og er en del av en større fjord kalt for Tingsakerfjorden. Strandsonen rundt Skallefjorden er stort sett preget av fjellbunn med påvekst av tang og alger, med unntak av Sangereidkilen der bunnssubstratet består av mudderbunn med et tett dekke av ålegras (Kroglund et al., 2007). Fjorden har blitt tildelt økologisk tilstandsklasse «god» basert på vannnett data, men det er anført at det er behov for bedre data. Den kjemiske tilstanden er imidlertid satt til ukjent (Trannum et al., 2021). Fjorden er å anse som relativt lukket, og er lite påvirket av tidevannet, der meteorologiske forhold er hovedkomponenten som dikterer vannutskifting i fjorden. Strømhastigheten er i likhet med vannutskiftingen lav i fjorden, der 90% av strøm målingene gjort i 2007 ga et resultat på 4,3 centimeter per sekund (cm/s) på 6 meters dyp. Dybden til fjorden ligger på 67 meter på det dypeste punktet, men resten av fjordbassenget har et middeldyp på 40 meter (Kroglund et al., 2007).

Avrenningsvann fra anlegget blir tilført fjorden gjennom Sangereidbekken som munner ut i den vestlige delen av Skallefjorden i Sangereidkilen. Videre munner Sangereidkilen inn til resten av fjorden. Fjorden er å beregne som en terskelfjord, noe som er årsaken til at den blir beregnet som en egen fjord av det større systemet Tingsakerfjorden (Lillesand kommune, 2022). To av tersklene i Skallefjorden åpner seg ut mot havgapet, med en i Asperøysund og den andre i Dyttesund. Tersklene har en relativ liten bredde på ca 57meter og er rundt 20 meter dyp i Asperøysund, og 26 meter bred og under 1 meter dyp i Dyttesund. Den vestlige delen av fjorden har tett bebyggelse med større boligområder og gårdsbruk. I oktober 2020 ble fjorden en del av et hummerfredningsområde og det her derfor ikke blitt fisket med teiner i område siden den gang (Lillesand kommune, u.å).

### 3.2 feltarbeid

Innsamling av data ble gjennomført fra den 26 til den 30 i august måned 2024 kort tid etter en nedbørsperiode. Målet var å samle inn totalt 10 taskekrabber og 10 strandkrabber hver fra de tre ulike feltene i Skallefjorden for å ha nok data til å gjennomføre statistiske analyser. Sedimentprøver og vannprøver ble også innhentet fra de tre feltene. Taskekrabber ble fanget

ved bruk av taske/hummerteiner agnet med makrell, og ble satt på 10-37 meters dybde i de tre feltene. Fangst av strandkrabbe ble gjennomført ved bruk av leppefiskeiteiner agnet med makrell, og plassert på under en meter til tre meters dybde. Leppefiskeiteinene ble plassert langs strandkanten av Sangereidkilen og torskeholmen i felt 1, for felt 2 ble de plassert langs Steinolmen og Slåttholmen, for felt 3 ble de plassert langs strandkanten i Vestre Hesteholmsbukta og Bringebærbukta (Vedlegg 4 til 6). Hver av teinene ble tilegnet et eget nummer, og ble markert i et eget kart ved bruk av appen "NorgeskartFriluftsliv". Nummeret ga informasjon om type teine og dybde også ble notert. Etter 24 timer ble teinene innhentet og tømt for innhold, alt av bifangst ble satt tilbake i sjøen. Taskekrabbene og strandkrabbene ble systematisert ved bruk av fargekodede strips. Stripsene relaterte til hvilken teine krabbene ble fanget i, deretter ble krabbene oppbevart i separate bokser til de ble fraktet til land for disseksjon.

Sedimentprøver ble innhentet ved bruk av en gravitasjonsprøvetaker fra uwitec, med et plastrør festet til seg der selve sedimentkjernen blir lagret. Prøvetakeren ble sunket ned i bunnen der et sett med lodd presset plastrøret ned i substratet. Det ble totalt innsamlet fem sedimentkjerner fra de ulike feltene. En salinitetsmåler ble benyttet til å måle salinitet i vannet som befant seg i toppen av sedimentkjerne røret. Den samme salinitetsmåleren ble benyttet til å måle salinitetsnivået i den øverste delen av vannsjiktet.

### 3.3 Disseksjon

Etter innhenting og tømming av teiner ble fangsten transportert til en nærliggende brygge der selve disseksjonsprosessen og notering av relevante parametere tok plass. Disseksjonen foregikk identisk for både taskekrabbe og strandkrabbe. Vekt, lengde og kjønn ble notert ned. Lengden ble målt over brystskjoldet på det bredeste partiet, som vist i figur 4. Fastslåelse av kjønn ble gjort ved å undersøke bukpartiet til krabben, der hunnkrabber har en bredere haleklaff enn hannkrabber, noe som er likt for de to artene. Deretter ble krabbene veid og avlivet ved å kløye hodet med en kniv fra munnpartiet mellom øynene og ca 2cm bakover. For å få tilgang til vevet ble brystskjoldet ble separert fra resten av kroppen. Prøver av kjøtt og gjeller ble tatt ved bruk av pinsett og saks. Gjeller var lett tilgjengelig etter at brystskjoldet var separert og ble plukket ut ved bruk av pinsett. For kjøtt ble prøver tatt ved å knuse en av klørne

med kniv, og deretter ble kjøtt plukket ut med pinsett, med sterkt hensyn til å ikke få med biter av knust skall. Alle vevsprøver ble segmentert til ca 1g våt vekt, der det lot seg gjøres, og deretter plassert i designerte tuber på 5 ml notert med id-nummer.



*Figur 4: Viser disseksjon av taskekrabbe til venstre og strandkrabbe til høyre, der brystskjoldet er separert fra resten av kroppen. Gjellene er synlige lysebrune/beige innenfor de røde sirklene.*

### 3.4 Laboratorium arbeid

På laboratoriet var målet å analysere ulike metall i prøvene med hjelp av induktiv koblet plasma massespektrometri (ICP-MS). Ved bruk av ICP-MS vil man kunne bestemme mengde og type grunnstoff (Egeland, 2025). Prosessen starter ved at prøver i væskeform forstøves til svært finforstøvede partikler på aerosol nivå. Aerosolen forstøves inn i plasmaet der argongass (Ar) bidrar til å ionisere prøven og spalte de gjennom høy temperatur. Ionene blir så trukket ut og sendt gjennom et grenseområder (interface) der ionoptikk linser fokuserer ionestrålene inn i en kvadrupol masse-analysator som separerer ioner basert på deres masseforhold ( $m/z$ ). Til slutt fanges disse opp av en detektor som måler intensiteten til ioner (Wilschefski et al., 2019).

Før ICP-MS kunne foretas måtte prøvene først frysetørkes og deretter dekomponeres. Denne prosessen startet ved at vevsprøvene og sedimentkjernene ble medbrakt til laboratoriet der de ble forberedt til frysetørring. Ved å frysetørke prøvene blir alt vannet i prøven fjernet på en

skånsom metode og tørrvekten til hver av prøvene etablert. Dette bidrar til mindre usikkerhet når det kommer til bestemmelse av vekt da innholdet av vann i prøver kan variere.

Sedimentkjernene ble seksjonert, der de første lagene ned til 10cm ble delt i 1 cm tykkelse, og lag 10-24 ble seksjonert i 2 centimeter tykke lag. Materialet fra hvert enkelt lag ble overført i ziplock poser og fryst ned. Når prøvene var blitt nedfryst ble de plassert i en frysetørker på -40C i en periode på 5-7 dager inntil materialet var tørket.

Vevsprøvene var allerede plassert i 5ml tuber fra felt, men ble påført parafilm for å unngå kontaminasjon og utlekking av materiale under frysetørring. Siden vevsprøvene inneholdt betydelig mindre materiale, var det kun nødvendig å frysetørre de over 2-3 dager på -40C.

Videre ble det veid opp ca 200mg fra hver av prøvene som ble plassert i et teflonrør for dekomponering. Teflonrørene ble på forhånd vasket med samme kjemikalier brukt under dekomponering for å unngå kontaminasjon fra tidligere dekomponering. Enkelte av vevsprøvene hadde en vekt på mindre enn 200mg, dette gjaldt stort sett gjelle og kjøttprøver tatt av strandkrabbe, der tilgangen på vev var begrenset. For vevsprøver som var mindre en 200mg ble hele prøven overført til teflonrørene.

Ultra ren salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ) ble brukt for å dekomponere prøvene da det effektivt løser opp organisk materiale gjennom oksidasjonsprosess og ga muligheten til å screene bredt spekter av ulike elementer. For prøvene som hadde vekt på mellom 200-150 mg ble 5 ml med  $\text{HNO}_3$  tilsatt, for prøvene med vekt under 150mg ble 1,5ml  $\text{HNO}_3$  tilsatt. Dette for å korrigere mengden syre relativt til tørrvekt. Både UltraClave og UltraWave ble benyttet til å dekomponere prøvene.

Disse maskinene benytter en kombinasjon av høyt trykk og temperatur i et lukket system for å effektiv dekomponere biologisk materiale, men også komplekse matrikser slik som jord- og sedimentprøver (Milestone, u.å). Først ble nitrogen gass introdusert i kammeret og trykket ble økt til 40 bar, nitrogen bidrar til å øke kokepunktet til løsningen samtidig er det en inert gass og vil ikke reagere med innholdet i teflonrørene. Videre ble temperaturen i kammeret stabilt økt opp til 260 grader C. Etter dekomponering ble prøvene sakte nedkjølt slik at de kunne håndteres. Innholdet i teflonrørene ble overført til sentrifugerør og fortynnet til 50ml for

prøvene med vekt mellom 200-150mg, prøvene under 150mg ble fortynnet til 15ml , - til fortynning ble det benyttet type3 vann, som er svært rent.

For å kunne kvalitetssikre prosessen ble det, for hver runde, benyttet 3 stykk blanke teflonrør. Der resultatene fra ICP-MS vil avdekke om de benyttede teflonrørene og kjemikaliene var kontaminerte. Det ble også benyttet sertifisert referanse materiale (SRM), for å ytterligere kvalitetssikre resultatene. For vevsprøve av krabbene ble SRM, DORM-4 fish protein og NCS ZC 73036a green tea, benyttet. Resultatet for verdier etter ICP-MS sammenfalt godt med de sertifiserte verdiene for alle de analyserte elementene som endte på 53 stykker. NCS ZC73007 soil og NCS DC73324a ble benyttet for kvalitetssikring av sediment prøvene. Resultatet fra disse prøvene viste for høye verdier av flere elementer, noe som vil si at den absolutte konsentrasjonen av disse grunnstoffene i sedimentene er noe lavere enn faktisk målt.

### 3.5 Statistiske analyser

De statistiske analysene ble gjennomført ved bruk av R-studio versjon 4.4.3, og er benyttet for å lage alle figurene illustrert i resultat delen. Vurdering av forklaringskraft og signifikans for hver modell ble gjort ved å hente ut  $R^2$  og p-verdier. Boksplott og linjediagram ble laget ved hjelp av ggplot2 pakken. For å undersøke mønstre og sammenhenger mellom vevstyper og sediment prøver basert på de utvalgte metallene og de sjeldne jordartene ble det gjennomført Redudans analyse (RDA-analyse) ved bruk av vegan pakken. Modellvalg ble gjort basert på Akaike information criterion (AIC), for å finne forklaringsvariablene som ga best tilpassing av modeller.

Tabeller ble laget i Microsoft Excel (2025). y-aksene til plottene ble log-transformerte for å håndtere skjevheter i dataene og tydeliggjøre forskjeller mellom konsentrasjoner. ChatGPT-4 ble benyttet som et hjelpemiddel for å danne koder til R-studio.

## 4 Resultater

### 4.1 Fordeling av parametere for fangst

For både taskekrabbe og strandkrabbe ble det analysert 10 krabber av hver art fanget i hver av de tre feltene. Den største taskekrabben som ble fanget veide 825gr og hadde en total lengde på 17,7 cm, og ble fanget i felt 1, den minste var på 213g med en lengde på 11,1 cm.

Fordelingen av kjønn var lik for felt 1 og 2, men felt 3 bestod av 4 hann krabber og 5 hunn krabber (Tabell 1).

Tabell 1: Viser antallet analyserte taskekrabber for de tre feltene, og fordelingen av de gjennomsnittlige verdier med tilhørende max og min verdier for vekt i gram, lengde i cm, samt fordeling av kjønn i de tre feltene.

|               | Antall    | Vekt (gr)  |              |            | Lengde (cm) |              |           | Kjønn    |          |
|---------------|-----------|------------|--------------|------------|-------------|--------------|-----------|----------|----------|
|               |           | Min        | Gjennomsnitt | Max        | Min         | Gjennomsnitt | Max       | Hann     | Hunn     |
| <b>Sone 1</b> | <b>10</b> | <b>336</b> | <b>506.7</b> | <b>825</b> | <b>13</b>   | <b>14.6</b>  | <b>18</b> | <b>5</b> | <b>5</b> |
| <b>Sone 2</b> | <b>10</b> | <b>213</b> | <b>319.2</b> | <b>471</b> | <b>11</b>   | <b>12.8</b>  | <b>14</b> | <b>5</b> | <b>5</b> |
| <b>Sone 3</b> | <b>10</b> | <b>217</b> | <b>479.9</b> | <b>712</b> | <b>12</b>   | <b>14.4</b>  | <b>16</b> | <b>4</b> | <b>6</b> |

Den største strandkrabben som ble fanget veide 74,6gr og hadde en total lengde på 7cm, og ble fanget i felt 2, den minste veide 10,9g med en lengde på 3,8 cm. Fordelingen av kjønn var lik for felt 1 og 2, men felt 3 bestod av 4 hann krabber og 5 hunn krabber (Tabell 2).

Tabell 2: Viser antallet analyserte strandkrabber for de tre feltene, og fordelingen av de gjennomsnittlige verdier med tilhørende max og min verdier for vekt i gram, lengde i cm, samt fordeling av kjønn i de tre feltene.

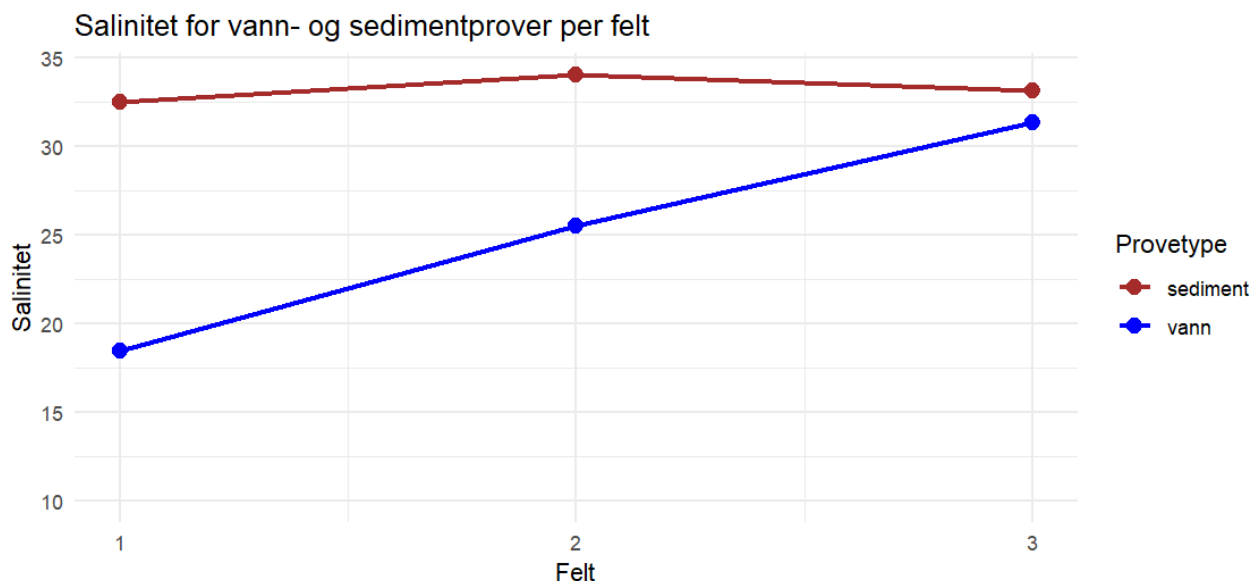
|               | Antall    | Vekt (gr)   |              |             | Lengde (cm) |              |            | Kjønn    |          |
|---------------|-----------|-------------|--------------|-------------|-------------|--------------|------------|----------|----------|
|               |           | Min         | Gjennomsnitt | Max         | Min         | Gjennomsnitt | Max        | Hann     | Hunn     |
| <b>Sone 1</b> | <b>10</b> | <b>12.1</b> | <b>33.5</b>  | <b>54.4</b> | <b>3.6</b>  | <b>5.7</b>   | <b>6.5</b> | <b>5</b> | <b>5</b> |
| <b>Sone 2</b> | <b>10</b> | <b>16.3</b> | <b>44.7</b>  | <b>74.6</b> | <b>4.1</b>  | <b>5.8</b>   | <b>7</b>   | <b>5</b> | <b>5</b> |
| <b>Sone 3</b> | <b>10</b> | <b>10.9</b> | <b>22.1</b>  | <b>54.6</b> | <b>3.7</b>  | <b>4.4</b>   | <b>6.2</b> | <b>4</b> | <b>6</b> |

### 4.2 Salinitet

Målte verdier av salinitet vises i figur 5, der det er en markant forskjell i målte verdier fra toppen av vannsøylen, markert med den blå linjen, sammenlignet med målt salinitet fra vannprøver av bunnvannet over sedimentene, markert med den røde linjen. Salinitetsnivået målt for bunnvannet har liten variasjon mellom de ulike type feltene, og forholder seg relativt

stabilt utover i fjorden, med en verdi på 32,5‰ for felt 1, 34‰ for felt 2 og 33,1‰ for felt 3.

Salinitet målt i overflatevannet hadde stor variasjon utover i fjorden og i kontrollsonen. Med en gradvis stigning fra 18,5‰ i felt 1, 25,5‰ for felt 2 og 33,1‰ for kontrollsonen. Dette viser økt innblanding av sjøvann med økende avstand fra land.



Figur 5: Illustrerer salinitetsverdier hentet fra overflatevann og vannprøver rett over bunnsubstratet i de tre feltene.

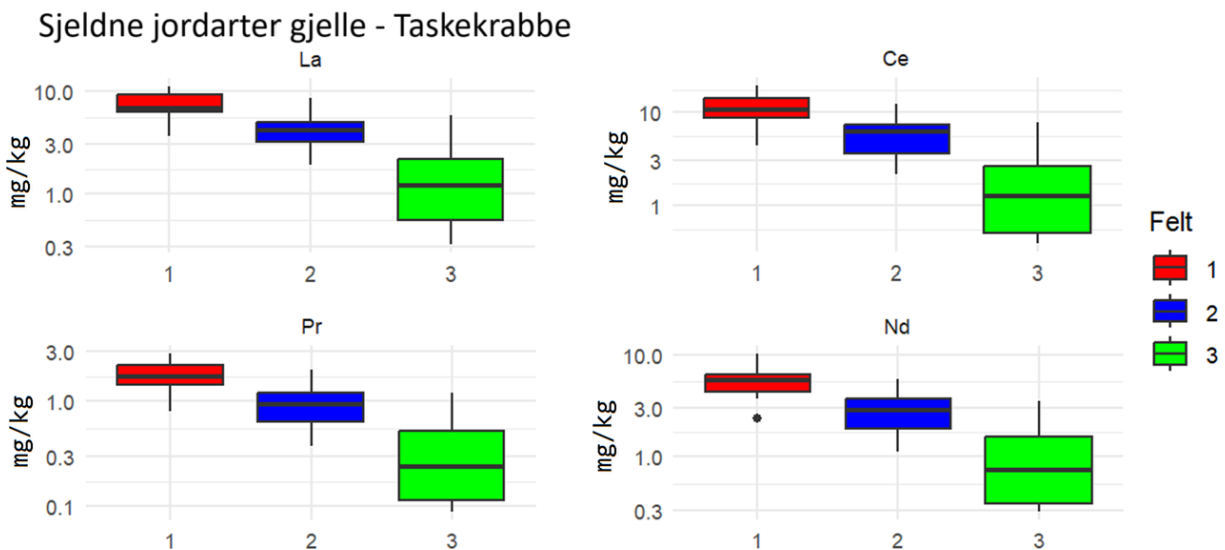
### 4.3 Boksplott for takse- og strandkrabbe

For å visualisere forskjeller i konsentrasjoner vi finner i vevsprøvene tatt fra de ulike feltene ble det generert boksplott. Dette ble gjennomført for både vevsprøver av taskekrabbe og strandkrabbe for å avdekke forskjeller i opptak mellom artene. y-aksen er korrigert ved å transformere den til logaritmisk skala for alle boksplottene, dette for å bedre visualisere forskjellene mellom grupper.

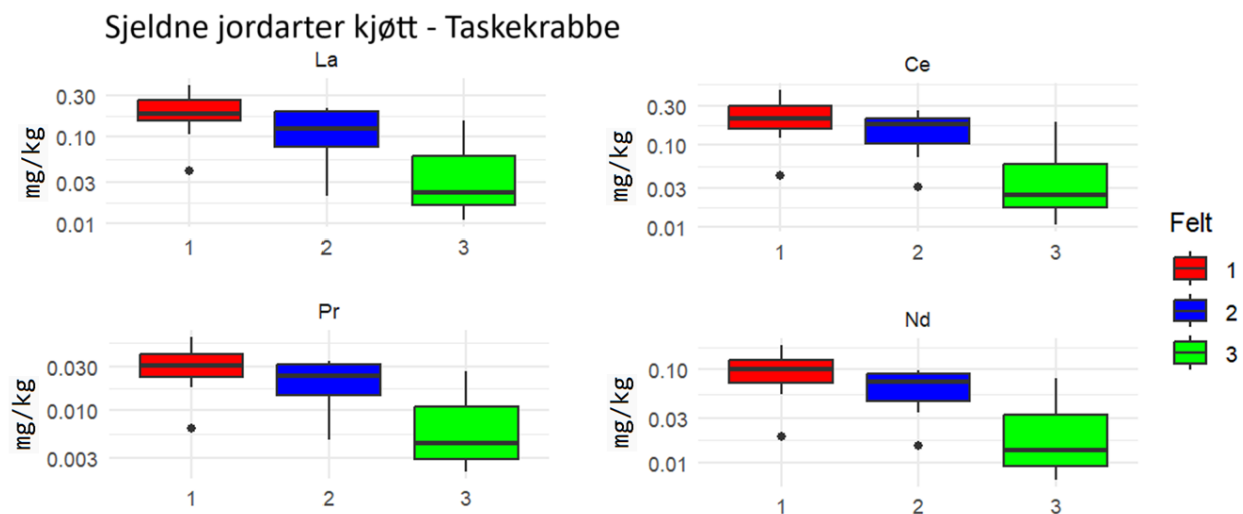
#### 4.3.1 Sjeldne jordarter

For de sjeldne jordartene er de generelle trendene visuelle i boksplottene vi finner i figur 6 til 9. Disse viser at det er tydelige og signifikante korrelasjoner mellom prøvetaknings felt og konsentrasjon, der konsentrasjonen øker trinnvis fra kontrollgruppen i felt 3 og oppover til felt 1. Forskjeller i konsentrasjon for sjeldne jordarter viste seg å være høyest i gjeller sammenlignet

med kjøtt, der La og Ce var av de jordartene som befant seg i høyest konsentrasjon, etterfulgt av Nd og lavest i Pr. Dette var gjeldende for både kjøtt og gjelleprøver for både taske- og strandkrabbe.

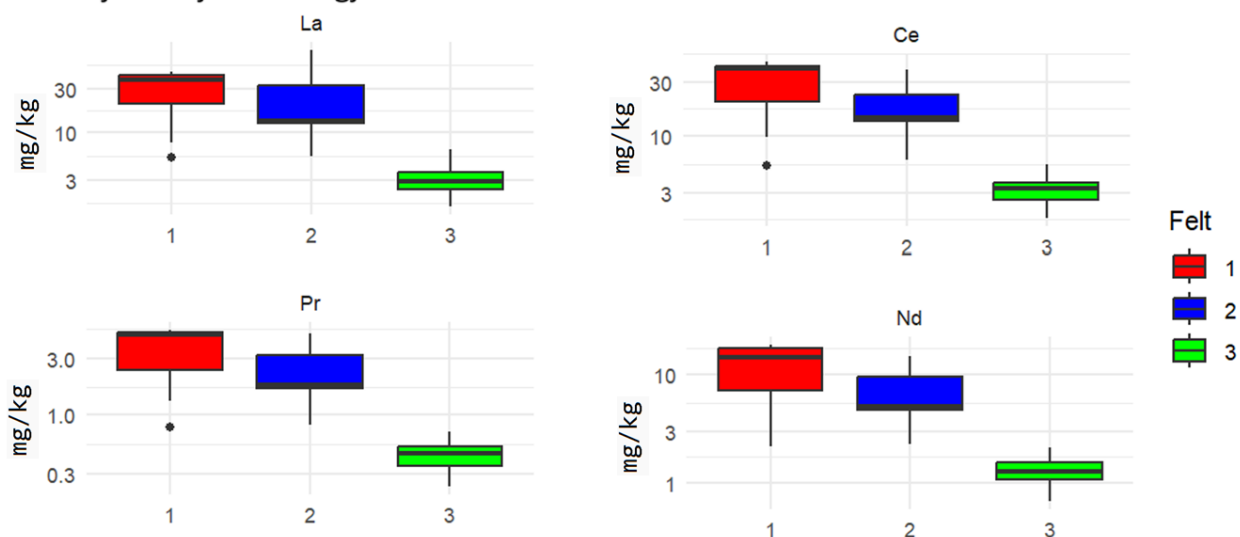


Figur 6: Viser konsentrasjoner av La, Ce, Pr og Nd i mg/kg for gjelleprøver tatt av taskekrabber.



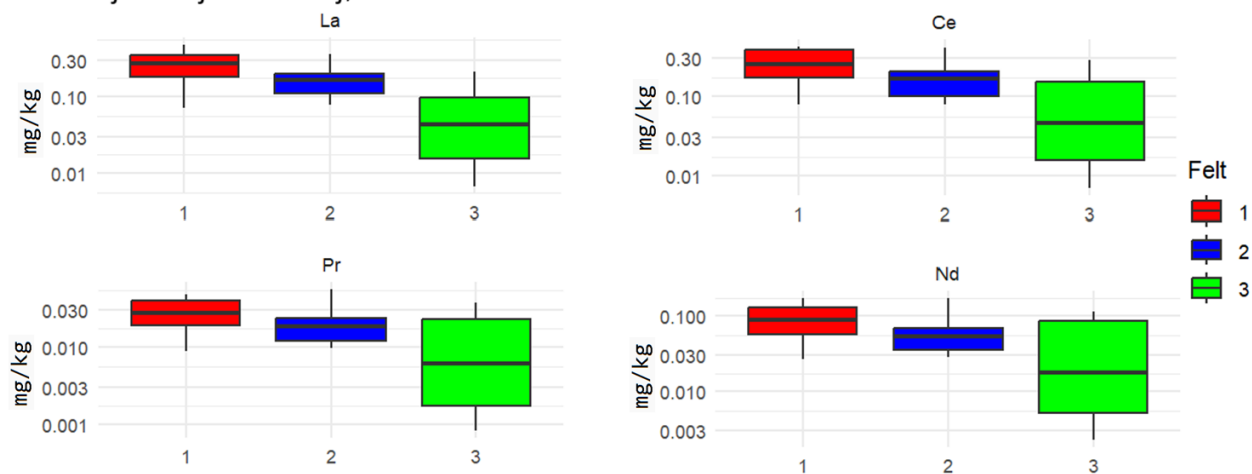
Figur 7: Viser konsentrasjoner av La, Ce, Pr og Nd i mg/kg for kjøttprøver tatt av taskekrabber

### Sjeldne jordarter gjelle - Strandkrabbe



Figur 8: Viser konsentrasjoner av La, Ce, Pr og Nd i mg/kg for gjelleprøver tatt av strandkrabber.

### Sjeldne jordarter kjøtt - Strandkrabbe



Figur 9: Viser konsentrasjoner av La, Ce, Pr og Nd i mg/kg for kjøttprøver tatt av strandkrabber.

De tilhørende p- verdiene og R2 verdiene til figur 6-9 er listet i tabell 3. Det er en signifikant forskjell mellom felt og kontrollgruppen for de fleste jordartene. Gjelleprøvene til taskekrabbe skiller seg ut med signifikant forskjell mellom felt 1 og 2 for alle de sjeldne jordartene

Tabell 3: Viser R2 verdier, og p- verdier for gjelle og kjøttprøver av taske- og strandkrabbe tilhørende figur 6-9. Kolonnen "p-verdi" viser resultatet av samlet test for forskjeller mellom alle tre feltene. Kolonne "p-felt 2" viser p-verdi for sammenligning mellom felt 1 og 2, "p-felt 3" viser sammenligning mellom felt 1 og 3, og "p-felt 2 og 3" viser sammenligning mellom felt 2 og felt 3. Celler uthevet i grønt viser p-verdier >0,05.

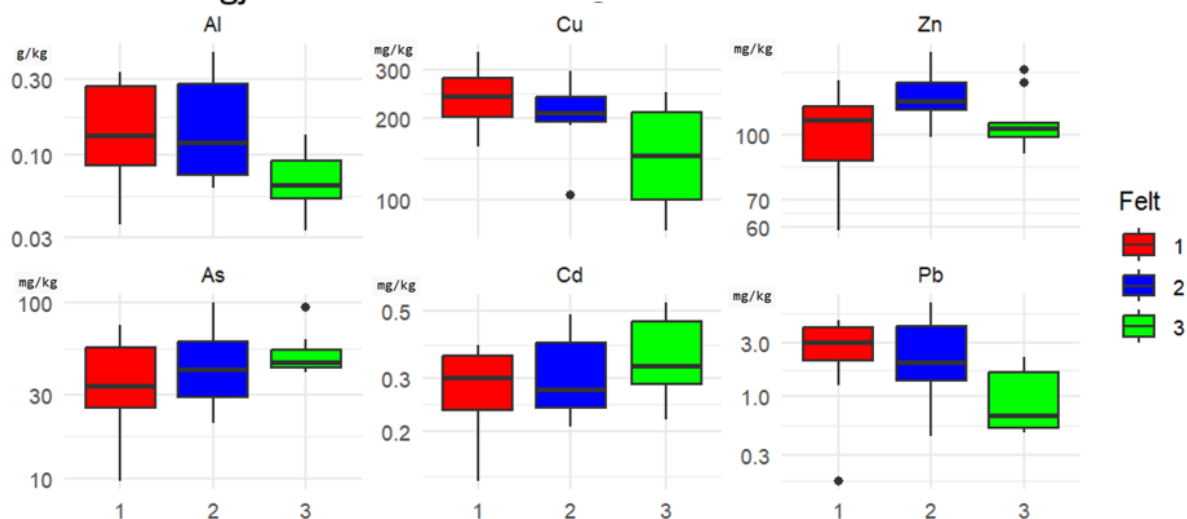
| Taskekrabbe gjelle sjeldne jordarter   |        |         |          |          |               |
|----------------------------------------|--------|---------|----------|----------|---------------|
| Jordart                                | R2     | p-verdi | p-felt 2 | p-felt 3 | p-felt 2 og 3 |
| La                                     | 0.590  | 0.000   | 0.003    | 0.000    | 0.004         |
| Ce                                     | 0.571  | 0.000   | 0.003    | 0.000    | 0.004         |
| Pr                                     | 0.591  | 0.000   | 0.002    | 0.000    | 0.004         |
| Nd                                     | 0.581  | 0.000   | 0.001    | 0.000    | 0.004         |
| Taskekrabbe kjøtt sjeldne jordarter    |        |         |          |          |               |
| Jordart                                | R2     | p-verdi | p-felt 2 | p-felt 3 | p-felt 2 og 3 |
| La                                     | 0.4527 | 0.000   | 0.044    | 0.000    | 0.003         |
| Ce                                     | 0.4424 | 0.000   | 0.080    | 0.000    | 0.001         |
| Pr                                     | 0.4352 | 0.000   | 0.082    | 0.000    | 0.003         |
| Nd                                     | 0.4649 | 0.000   | 0.040    | 0.000    | 0.002         |
| Strandkrabbe gjeller sjeldne jordarter |        |         |          |          |               |
| Jordart                                | R2     | p-verdi | p-felt 2 | p-felt 3 | p-felt 2 og 3 |
| La                                     | 0.400  | 0.002   | 0.499    | 0.001    | 0.010         |
| Ce                                     | 0.552  | 0.000   | 0.054    | 0.000    | 0.001         |
| Pr                                     | 0.544  | 0.000   | 0.092    | 0.000    | 0.001         |
| Nd                                     | 0.547  | 0.000   | 0.041    | 0.000    | 0.001         |
| Strandkrabbe kjøtt sjeldne jordarter   |        |         |          |          |               |
| Jordart                                | R2     | p-verdi | p-felt 2 | p-felt 3 | p-felt 2 og 3 |
| La                                     | 0.375  | 0.002   | 0.082    | 0.001    | 0.017         |
| Ce                                     | 0.270  | 0.017   | 0.156    | 0.005    | 0.089         |
| Pr                                     | 0.169  | 0.090   | 0.379    | 0.031    | 0.186         |
| Nd                                     | 0.188  | 0.067   | 0.201    | 0.021    | 0.245         |

#### 4.3.2 Utvalgte metaller

Fordelingen av de utvalgte metallene for taske- og strandkrabbe er representert i figur 10 til 13.

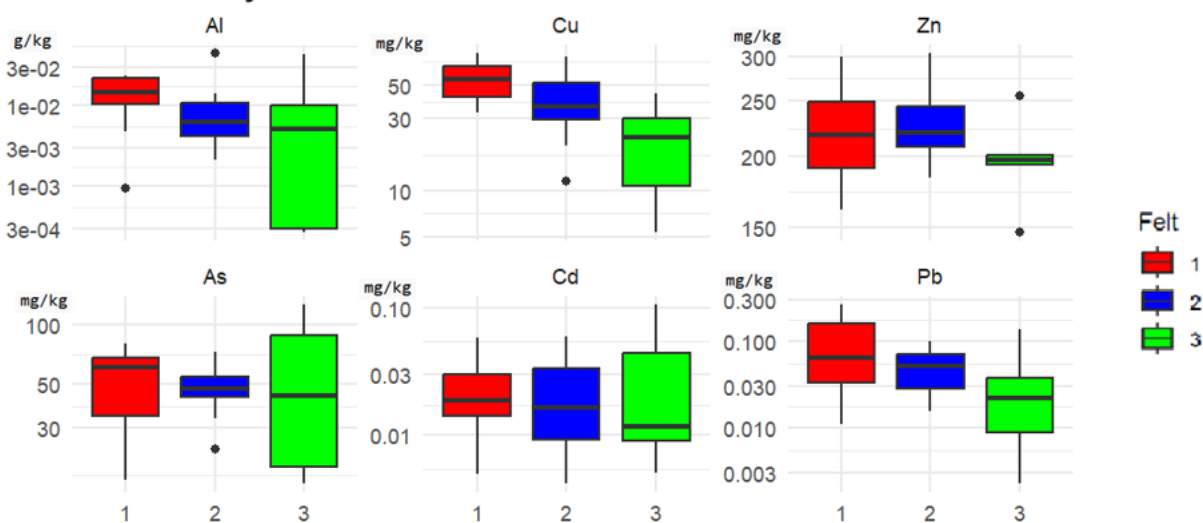
De generelle trendene viser at det er et høyere konsentrasjon i gjelleprøvene sammenlignet med kjøttprøvene for de aller fleste metallene. I tillegg viser Pb en generell trinnvis eskalering i konsentrasjon fra kontrollgruppen i felt 3 opp til de høyeste konsentrasjonene i felt 1 for alle prøvene.

## Metaller gjelle - Strandkrabbe

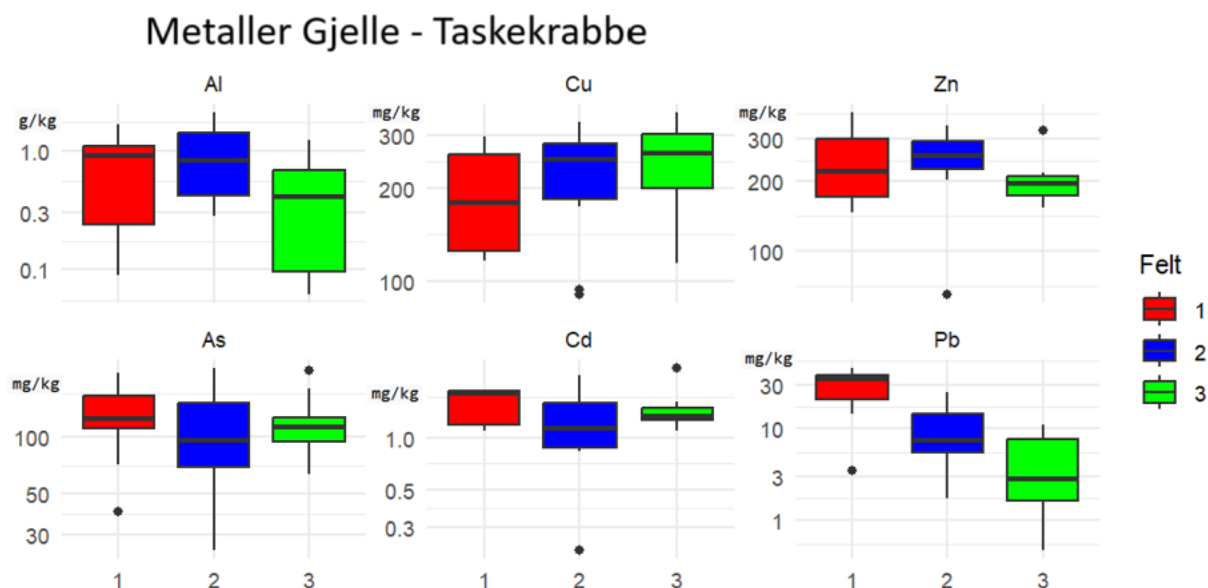


Figur 10: Viser konsentrasjoner av Cu, Zn, As, Cd og Pb mg/kg og Al i g/kg for gjelleprøver tatt av strandkrabber,

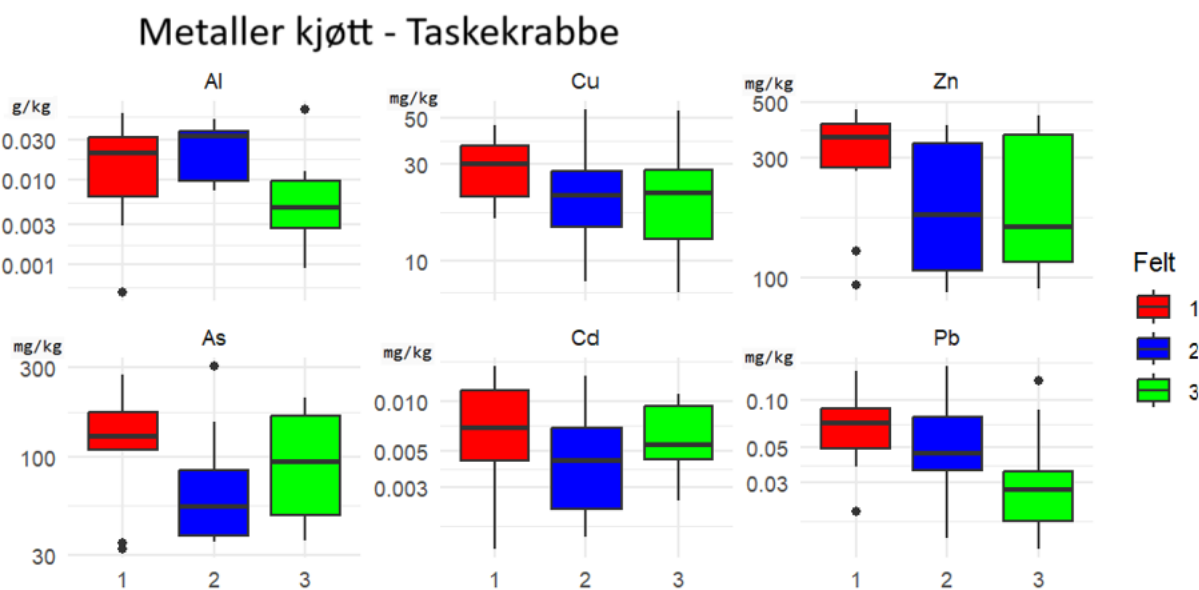
## Metaller kjøtt - Strandkrabbe



Figur 11: Viser konsentrasjoner av Cu, Zn, As, Cd og Pb mg/kg og Al i g/kg for kjøttprøver tatt av strandkrabber.



Figur 12: Viser konsentrasjoner av Cu, Zn, As, Cd og Pb mg/kg og Al i g/kg for gjelleprøver tatt av taskekrabber.



Figur 13: Viser konsentrasjoner av Cu, Zn, As, Cd og Pb mg/kg og Al i g/kg for kjøttprøver tatt av taskekrabber.

De tilhørende p- verdiene og R2 verdiene til figur 10-13 er listet i tabell 4. Gjelleprøvene for strandkrabbe viser en signifikant forskjell i konsentrasjon for Al, Cu og Pb fra prøver i og utenfor fjorden, samt for kjøttprøver av Cu. Gjelleprøvene til taskekrabbe viser en signifikant forskjell i konsentrasjon av Pb mellom alle feltene.

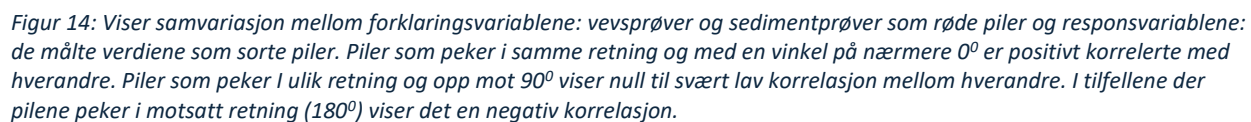
Tabell 4: Viser R2 verdier, og p- verdier for gjelle og kjøttprøver av taske- og strandkrabbe tilhørende figur 10-13. Kolonnen "p-verdi" viser resultatet av samlet test for forskjeller mellom alle tre feltene. Kolonne "p-felt 2" viser p-verdi for sammenligning mellom felt 1 og 2, "p-felt 3" viser sammenligning mellom felt 1 og 3, og "p-felt 2 og 3" viser sammenligning mellom felt 2 og felt 3. Celler uthevet i grønt viser p-verdier >0,05.

| Strandkrabbe gjeller |       |         |          |          |               |
|----------------------|-------|---------|----------|----------|---------------|
| Metall               | R2    | p-verdi | p-felt 2 | p-felt 3 | p-felt 2 og 3 |
| Al                   | 0.213 | 0.050   | 0.674    | 0.050    | 0.026         |
| Cu                   | 0.293 | 0.011   | 0.328    | 0.003    | 0.050         |
| Zn                   | 0.158 | 0.151   | 0.059    | 0.580    | 0.103         |
| As                   | 0.059 | 0.455   | 0.367    | 0.234    | 0.793         |
| Cd                   | 0.116 | 0.214   | 0.494    | 0.083    | 0.334         |
| Pb                   | 0.231 | 0.043   | 0.898    | 0.029    | 0.043         |
| Strandkrabbe kjøtt   |       |         |          |          |               |
| Metall               | R2    | p-verdi | p-felt 2 | p-felt 3 | p-felt 2 og 3 |
| Al                   | 0.018 | 0.811   | 0.521    | 0.739    | 0.796         |
| Cu                   | 0.365 | 0.003   | 0.108    | 0.001    | 0.052         |
| Zn                   | 0.085 | 0.376   | 0.736    | 0.271    | 0.149         |
| As                   | 0.036 | 0.624   | 0.698    | 0.557    | 0.384         |
| Cd                   | 0.027 | 0.718   | 0.986    | 0.467    | 0.536         |
| Pb                   | 0.179 | 0.094   | 0.096    | 0.045    | 0.377         |
| Taskekrabbe gjeller  |       |         |          |          |               |
| Metall               | R2    | p-verdi | p-felt 2 | p-felt 3 | p-felt 2 og 3 |
| Al                   | 0.150 | 0.142   | 0.437    | 0.295    | 0.052         |
| Cu                   | 0.086 | 0.296   | 0.334    | 0.126    | 0.569         |
| Zn                   | 0.087 | 0.306   | 0.777    | 0.255    | 0.117         |
| As                   | 0.023 | 0.743   | 0.445    | 0.699    | 0.703         |
| Cd                   | 0.082 | 0.344   | 0.162    | 0.686    | 0.370         |
| Pb                   | 0.599 | 0.000   | 0.000    | 0.000    | 0.034         |
| Taskekrabbe kjøtt    |       |         |          |          |               |
| Metall               | R2    | p-verdi | p-felt 2 | p-felt 3 | p-felt 2 og 3 |
| Al                   | 0.116 | 0.203   | 0.698    | 0.179    | 0.089         |
| Cu                   | 0.054 | 0.499   | 0.296    | 0.338    | 0.583         |
| Zn                   | 0.106 | 0.219   | 0.116    | 0.154    | 0.651         |
| As                   | 0.068 | 0.385   | 0.173    | 0.413    | 0.979         |
| Cd                   | 0.056 | 0.544   | 0.278    | 0.457    | 0.880         |
| Pb                   | 0.103 | 0.256   | 0.463    | 0.102    | 0.389         |

#### 4.4 Redudansanalyse (RDA-analyse) for krabbe og sediment

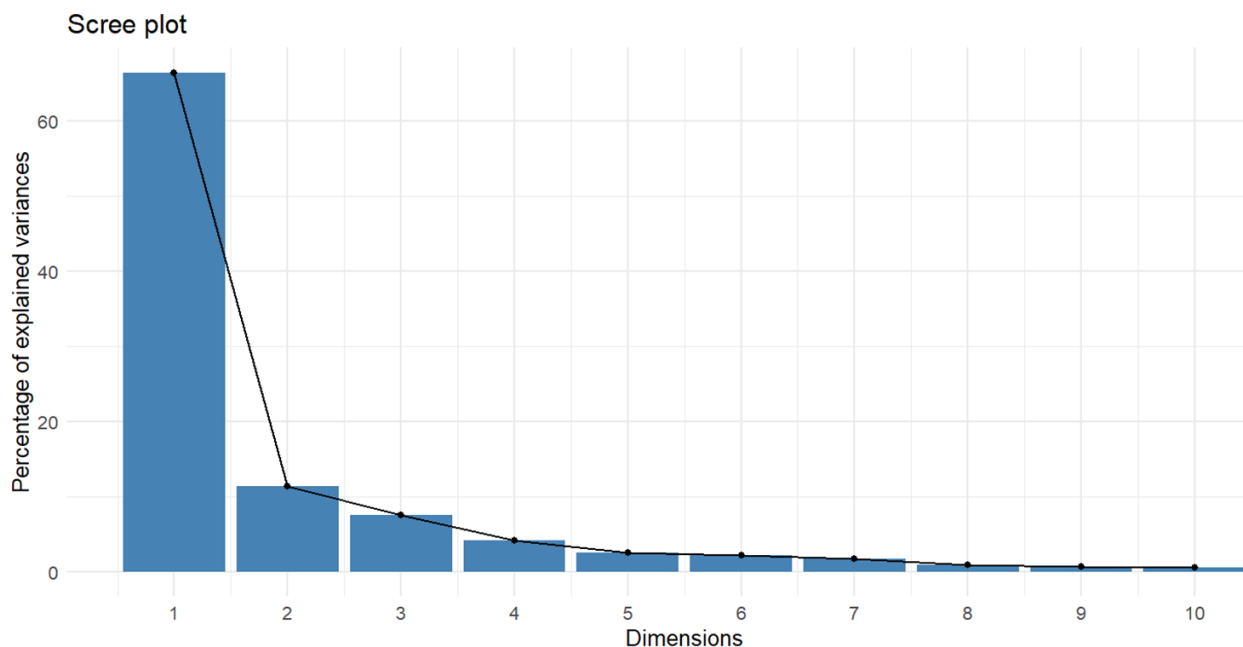
For å undersøke hvilke sammenhenger som er observerbare mellom ulike variabler, ble det gjennomført en RDA-analyse se figur 14. Dette er en multivariat statistisk metode som gir

Slik det fremstår i RDA-analysen danner forklaringsvariablene tre klynger, her bestående av gjelleprøver, kjøttprøver og sedimentprøver. Gjelleprøvene er positivt korrelert med de utvalgte metallene Cu, Cd, Zn og As der felt 1 og 2 viser høy korrelasjon til Cu og Cd, felt 3 viser høy korrelasjon til As og Zn. Det er liten til ingen korrelasjon for de sjeldne jordartene og for Al og Pb. De fleste gjelleprøvene beveger seg i PCA-rommet mellom -0,2 til 0,2 av den forklarte variansen, med unntak av gjelleprøver fra felt 3. Kjøttprøvene viser lav korrelasjon til Zn og ingen korrelasjon til As, og har en svakt negativt til null korrelasjon for de resterende metallgruppene. Sedimentprøvene er de som viser god korrelasjon til Al og Pb, samt de fleste sjeldne jordartene, men fremstår her i svært høye konsentrasjoner.



#### 4.4.1 Scree plot for RDA organer sediment

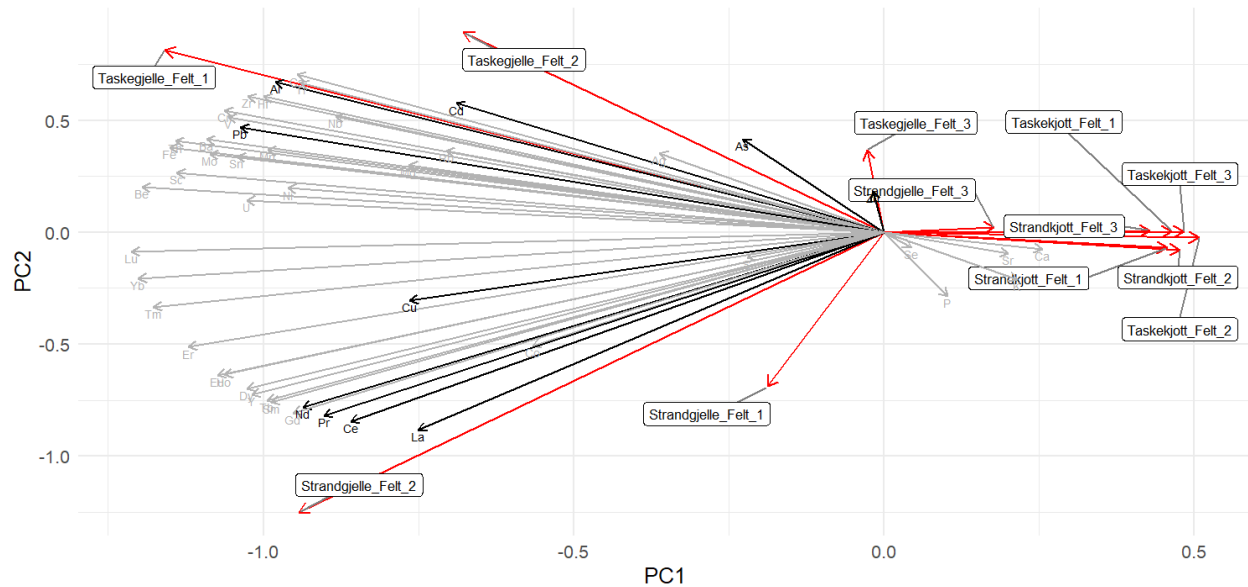
Scree plottet i figur 15 viser at RDA1 står for den største delen av den forklarte variasjonen med en forklaringsverdi på rett over 65%. RDA2 forklarer ytterligere rett under 12% av variansen, og etter RDA2 faller varians verdien gradvis ned gjennom de neste dimensjonene. På bakgrunn av dette anses den totale forklarte verdien mellom RDA1 og RDA2 på til sammen 77% som tilstrekkelig for å fange opp hovedmønstrene vi finner i datasettet.



Figur 15: Viser den forklarte variansen i prosent langs y-aksen og hvordan dimensjon 1-10 faller innenfor dette området.

#### 4.4.2 RDA-analyse for taskekrabbe og strandkrabbe

Slik det fremstår i RDA-analysen i figur 16 er det tydelig at det er markante forskjeller mellom kjøtt- og gjelleprøver, med unntak av gjelleprøver fra taske- og strandkrabbe i felt 3. Alle prøver av krabbekjøtt og gjeller fra strandkrabber fra felt 3 viste seg å være negativt korrelert med de fleste grunnstoffene, og grupperte seg tett med høy korrelasjon til hverandre, og forholdsvis lavere nivåer av grunnstoffinnhold. Prøvene for taskekrabbe gjeller tatt i felt 1 og 2 tyder på at de har en distinkt metallprofil høyt korrelert til As, Al, Cd og Cu. Strandkrabbe gjelle prøvene fra felt 1 og 2 grupperer seg nærmere de sjeldne jordartene La, Ce og Pr, dette er særlig gjeldene for felt 2.

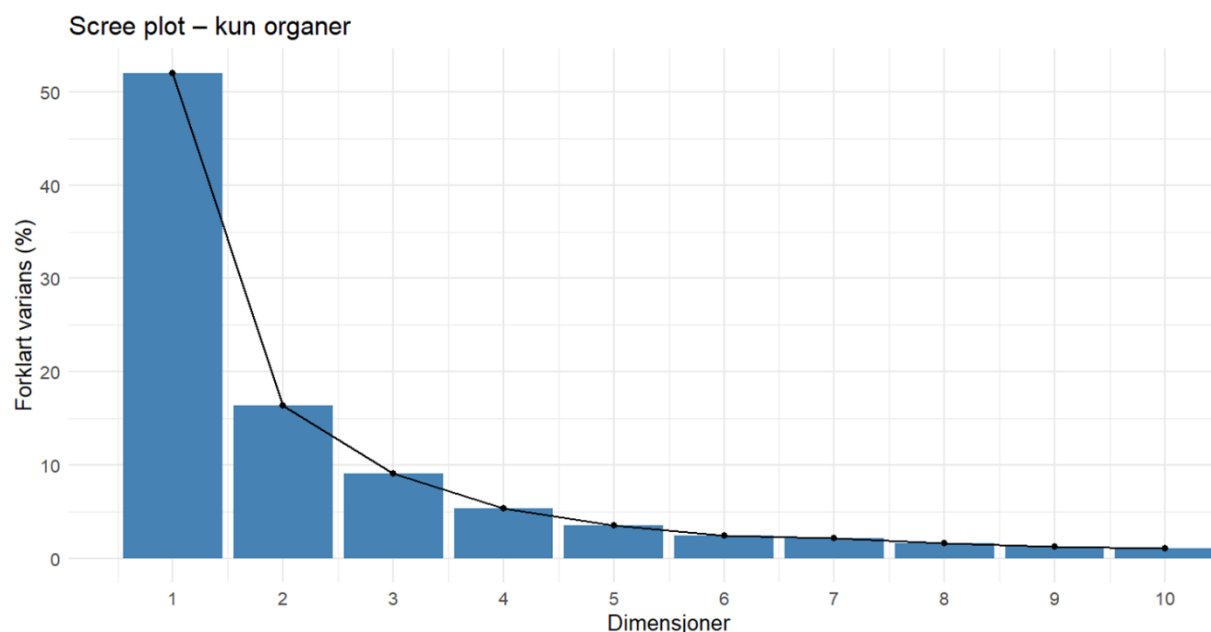


Figur 16: Viser samvariasjon mellom forklaringsvariablene: vevsprøver som røde piler og responsvariablene: de målte verdiene som sorte piler. Piler som peker i samme retning og med en vinkel på nærmere  $0^{\circ}$  er positivt korrelerte med hverandre. Piler som peker i ulik retning og opp mot  $90^{\circ}$  viser null til svært lav korrelasjon mellom hverandre. I tilfellene der pilene peker i motsatt retning ( $180^{\circ}$ ) viser det en negativ korrelasjon.

#### 4.4.3 Scree plot for RDA Taske- strandkrabbe

Scree plottet i figur 17 viser at rett over 52% av variansen forklares gjennom aksene RDA1.

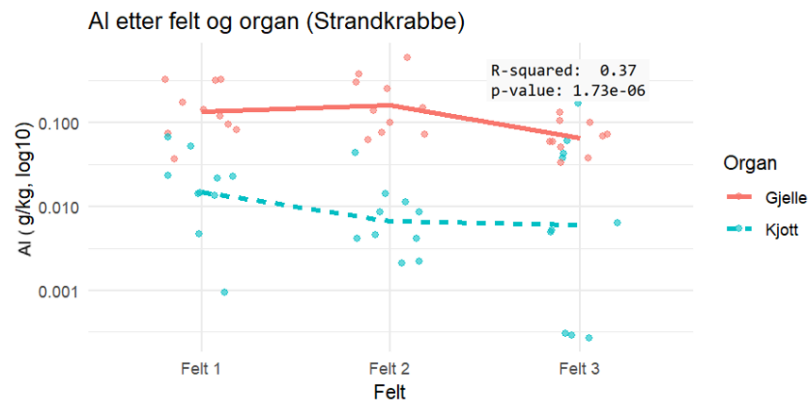
Videre forklarer aksene RDA2 henholdsvis 17% av variansen og RDA3 ca 9% av variansen. For de ytterligere aksene faller forklaringsverdien betydelig.



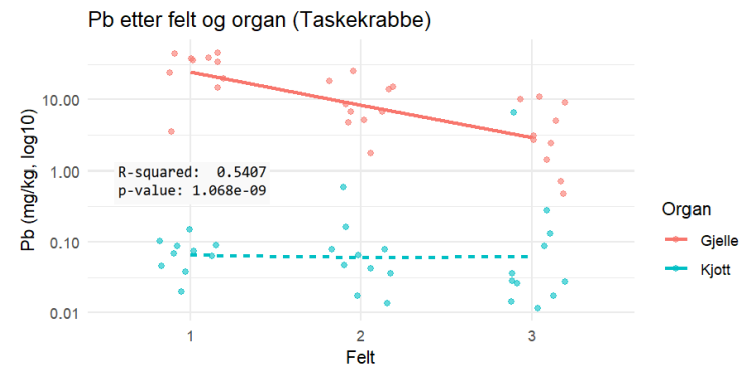
Figur 17: Viser den forklarte variansen i prosent langs y-aksen og hvordan dimensjon 1-10 faller innenfor dette området.

#### 4.5 Akaike information criterion (AIC)

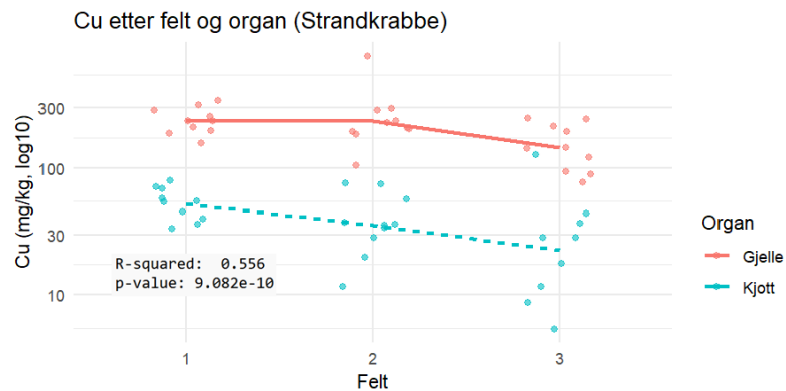
AIC ble benyttet for å undersøke hvilke modeller som best mulig forklarer datasettet med minst mulig kompleksitet relativt til de andre modellene man sammenligner med. Dette er en statistisk metode som sammenligner alle parameterne, og gir disse en rangering der den med lavest verdi er den beste av utvalget (Cavanaugh et al., 2014). Det ble gjennomført AIC-modellvalg for alle metallene og de sjeldne jordartene, hver for seg for taske- og strandkrabbe. Forklaringsvariablene som ble vurdert i modellene var organ, felt, vekt, kjønn og lengde. Ut fra resultatene viste det seg at de beste modellene inkluderte organ, felt og art. Variablene vekt, kjønn og størrelse viste ingen korrelasjon. Der den beste modellen for metaller i taskekrabbe viste seg å være  $Pb \sim Organ + Felt$  representert i figur 19, de resterende bestod av intercept only. De beste modellene for metaller strandkrabbe viste seg å være  $Al \sim Organ + Felt$ ,  $Cu \sim Organ + Felt$  og  $Pb \sim Organ + Felt$  representert i figur 18, 20 og 21, de resterende metallene bestod av intercept only. De sjeldne jordartene viste best korrelasjon til taskekrabbe og er representert i figur 22 til 25.



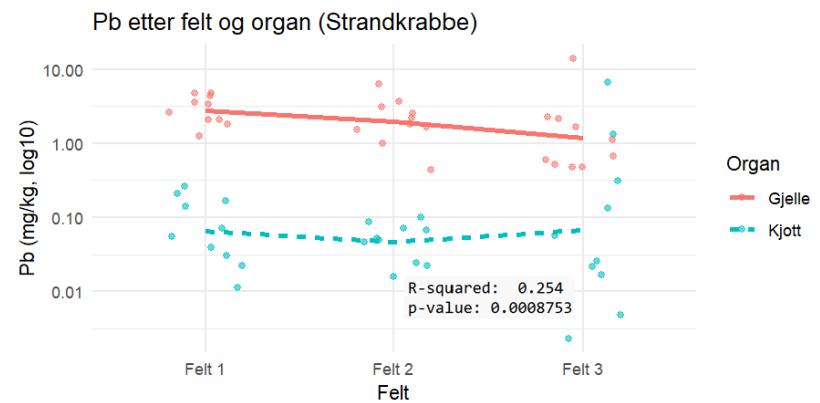
Figur 18: Konsentrasjon av aluminium i strandkrabbe etter felt og organ.



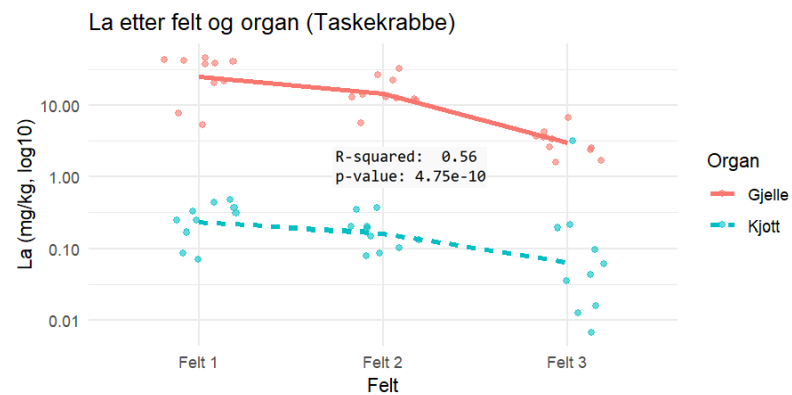
Figur 19: Konsentrasjon av bly i taskekrabbe etter felt og organ



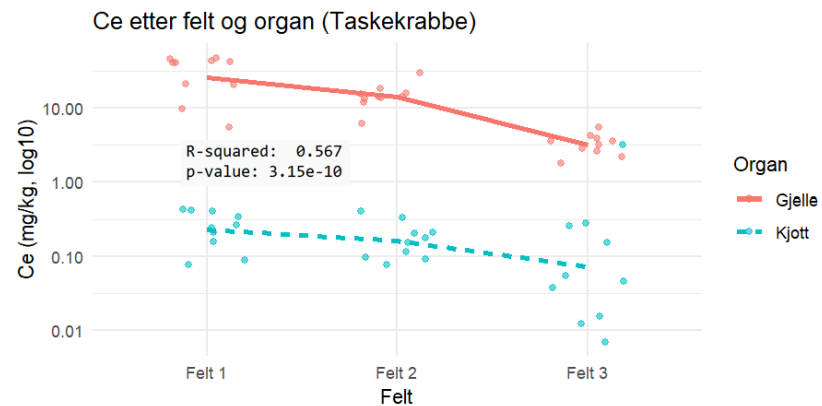
Figur 20: Konsentrasjon av kobber i strandkrabbe etter felt og organ



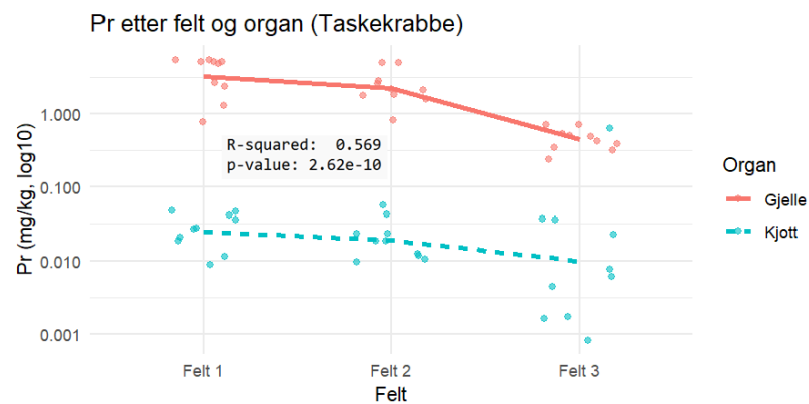
Figur 211: Konsentrasjon av bly i strandkrabbe etter felt og organ



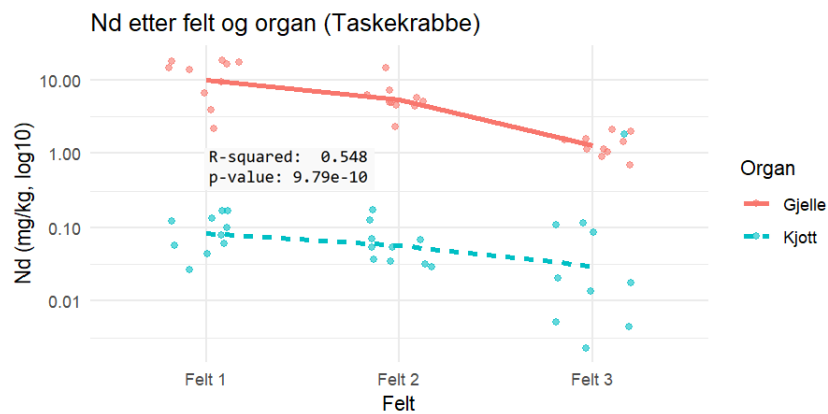
Figur 22: Konsentrasjon av lantan i taskekrabbe etter felt og organ



Figur 23: Konsentrasjon av cerium i taskekrabbe etter felt og organ



Figur 24: Konsentrasjon av praseodym i taskekrabbe etter felt og organ



Figur 25: Konsentrasjon av cerium i taskekrabbe etter felt og organ

## 5 Diskusjon

I dette kapittelet vil mål og hypotesene for oppgaven bli diskutert med bakgrunn i resultatene. Formålet er å kunne begrunne om resultatene viser en signifikant forskjell i opptak mellom gjeller og kjøtt, og om det er forskjeller i opptak innad i fjorden sammenlignet med opptak av krabber som befinner seg i kontrollgruppen. Diskusjonen vil baseres på annen forskning gjennomført på både taske- og strandkrabber i Norge. Ettersom det meste av norsk forskning er rettet mot livet i ferskvann, benyttes også innsikt fra forskningsrapporter gjennomført i utlandet for lignende krabbearter. Det er derfor viktig å presisere at biologiske prosesser og habitatbruk kan variere mellom taske- og strandkrabber fra andre land da det kan være forskjeller i økolyter.

### 5.1 Salinitet og fortynningseffekter

Det var betydelige forskjeller i salinitetsnivået i målingene tatt av overflatevannet i felt 1 og felt 2 sammenlignet med kontroll området. Dette gir en kjemisk skiftning av metallkonsentrasjoner i de grunne områdene, der fortynningseffekten av avrenningsvannet forholder seg lav nærmere utløpet i Sangereidkilen. I figur 5 viste felt 1 å ha et salinitetsnivå (18,5‰) som var ca 41,3% lavere i toppsjiktet og ca 19% lavere i felt 2 (25,5‰) sammenlignet med de målte verdiene i kontrollsonen (31,3‰). Vannprøver fra de dyptliggende områdene viser ikke en tilsvarende fortynningseffekt, der felt 1 hadde ca 4,7% lavere salinitet sammenlignet med kontrollgruppen. Det er viktig å presisere at fortynningseffekt i felt 1 vil variere basert på målingstidspunktet. Likevel viser resultatene en tydelig fortynningseffekt i overflatevannet. Siden Skallefjorden er en terskelfjord hindres hyppig utskiftning av bunnvannet og bunnvannet blir liggende i lengre perioder. Tetthetsforskjell mellom det saltholdige bunnvannet og ferskere overflatevannet fører til stabil lagdeling og begrenset vertikal omblending av vannmassene (Barthel, 2024b). Dette forsterkes gjennom den lave strømhastighet i fjorden, som i en tilstandsrapport fra 2007 hadde snitt målinger på 4,3 cm/s på 6 meters dyp (Kroglund et al., 2007).

## 5.2 Opptak i gjeller og kjøtt

Av de undersøkte metallene ble det klart gjennom resultatene at vevsprøvene tatt fra gjeller hadde betydelig høyere konsentrasjoner av de utvalgte metallene og sjeldne jordarter sammenlignet med kjøtt prøvene. Fra figur 16 ser vi også at gjelle og kjøttprøvene til krabber er negativt korrelert med hverandre, der kjøttprøvene dannet tette klynger. For de sjeldne jordartene var konsentrasjonen stort sett over 10 ganger så høy i gjeller kontra kjøttprøvene. For de utvalgte metallene var konsentrasjonen også betydelig høyere i gjeller, men med unntak av noen metaller. Dette tyder på at det er en organspesifikk fordeling for opptaksveier av metaller, der direkte kontakt mellom gjeller og vann gjør de sårbare for opptak og akkumulering. Likevel kan konsentrasjonsforskjellene tilknyttes levesettet til taske- og strandkrabber. Disse artene er bunnlevende organismer som er i nær kontakt med sedimenterte partikler, ytterligere graver taskekrabber seg ned i substratet i juli periode for å gyte (Hall et al., 1991). Hvorvidt metallene har akkumulert på gjelleoverflaten og tar del i en adsorpsjons prosess, eller foreligger som inerte tilstandsformer ikke-bundet til gjelle overflaten er derfor viktig å ta høyde for.

De unntaksvis metallene som avviket trenden til de andre metallene bestod av Zn, Cd og As (figur 10-13). Der Zn viste seg å ha en generelt sett høyere konsentrasjon i kjøttprøvene til strandkrabber, og høyere konsentrasjoner i kjøtt fra taskekrabber fanget i felt 1 (figur 11 og 13). As viste like trender for strandkrabber der konsentrasjonen var generelt høyere i kjøttprøver, men ingen stor forskjell mellom gjelle og kjøttprøver for taskekrabbe (figur 12 og 13). Disse funnene samsvarer med funn fra en annen studie på metallkonsentrasjoner i taskekrabbe fra Jøssingfjorden. Her ble imidlertid det brune kjøttet (hepatopankreas) og det hvite kjøttet sammenlignet, der Zn og As viste seg å ha høyere affinitet til det hvite kjøttet. Årsaken til høyere konsentrasjoner i det hvite kjøttet har trolig en sammenheng med mengden tiolgrupper og tilgjengelighet av bindings seter en finner i det hvitekjøttet. Likevel er usikkerheten stor vedrørende forskjellene i Zn og As mellom de to kjøtt typene, og det konkluderes med at det er behov for å utvide kunnskapsgrunnlaget gjennom videre forskning (Bank et al., 2024). På den måten vil det være mulig å bedre forstå de toksikokinetiske prosessene for opptak i ulike organer.

### 5.3 Forskjeller mellom felt og art

Enkelte av metallene viste et gradientmønster utover i fjorden, med en signifikant forskjell i konsentrasjon i vevsprøvene fra taske- og strandkrabbe. Av de seks undersøkte metallene viste tre av de en statistisk signifikant forskjell i tabell 4. Disse bestod av Al, Cu og Pb, signifikante forskjellene utpekte seg sterkest for strandkrabbe, med høyere konsentrasjoner av Al, Cu og Pb i gjelleivet inne i fjorden (tabell 4). Det er flere faktorer som kan forklare hvorfor vi ser signifikante forskjeller i konsentrasjon av Al, Cu og Pb i gjeller hos strandkrabber, bestående av habitatbruk og biologiske prosesser. Strandkrabber lever i grunnere områder og forekomsten blir betydelig lavere ved dyp over 5 meter. Dette gjør dem utsatt for svingninger i salinitet (Meeren et al., 2022). Likevel er de såkalte euryhaline-organismer, noe som vil si at de kan tilpasse seg et bredt spekter av salinitet (Vøllestad, 2025). Avhengig av om salinitetsnivået befinner seg over eller under 26‰ vil dette diktere de osmoregulerende prosessene til strandkrabbe. Ved salinitetsverdier lavere enn 26‰ forsøker strandkrabbe å unngå ione tap ved å aktivt ta opp Na<sup>+</sup> og Cl<sup>-</sup> for å opprettholde ione balansen (Pont et al., 2022). Basert på resultatene i tabell 4 og figur 5 konkurrer Al, Cu og Pb med ionene Na<sup>+</sup> og Cl<sup>-</sup> i toppsjiktet i fjorden der saliniteten var lavere enn 26‰. Taskekrabber derimot deler ikke de samme biologiske egenskapene, da dette er en mer dypt levende art. Dermed finner vi ikke signifikante forskjeller for Al og Cu i og utenfor fjorden for taskekrabber.

Likevel viste Pb seg å være det eneste metallet der det var signifikant forskjell mellom alle feltene for taskekrabbe, der vi også fant den sterkeste p-verdi på godt under >0,05 (totalt for alle feltene) og R<sup>2</sup> med 0,599 (tabell 4). Noe som i første omgang virker overaskende der det er forventet at Pb konsentrasjon i vannfasen synker ved større dyp, som et resultat av sedimentering og kompleksdannelser (Diamond, 2012).

Konsentrasjonene av Al og Pb var også langt høyere i gjelleivet hos taskekrabbe med en medianverdi på Al = 1,08 mg/kg og Pb = 35 mg/kg i felt 1 sammenlignet med Al = 0,13 og Pb = 3 mg/kg i det samme feltet for strandkrabber (Vedlegg 1). Dette var noe uventet da strandkrabbene lever i strandsonen der overflatevannet har lavere fortynning og konsentrasjonene av de to metallene vil være høyere i form av biotilgjengelige tilstandsformer

for Al og Pb slik som  $\text{Al}^{3+}$  og  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  og  $\text{Pb}^{2+}$ . Det var derfor forventet at opptaket skulle være høyere hos strandkrabber enn for taskekrabber.

Likevel kan konsentrasjonsforskjellene mellom artene ha andre forklaringer:

Slik det også tidligere er nevnt graver taskekrabber seg ned i sedimentet for å gyte i juli, og det kan være at vi ser partikler som har lagt seg på gjellene i form av et inert lag (Hall et al., 1991). Ytterligere er det store forskjeller i levealder mellom artene, med rundt 20 år for taskekrabber kontra strandkrabber på rundt 7 år (Meeren et al., 2022). Eksponeringstiden for taskekrabber er derfor lengre, og akkumulering på gjeller har pågått over en lengre tidsperiode sammenlignet med strandkrabber.

Det er mulig at Al binder seg i reaktive former på gjellene til taskekrabber, som et resultat av lav oksygenkonsentrasjon og nedbrytning av organisk materiale i fjorden. I en rapport fra NIVA i 2021 fremgår det at Skallefjorden er preget av høy organisk belastning og lav vannutskiftning, der måleresultater viser at oksygenforholdene på 55 meters dybde fikk tildelt tilstandsklasse «dårlig» (Trannum et al., 2021). Nedbrytningsprosesser av organisk materiale forbruker oksygenet i Skallefjorden og produserer karbondioksid ( $\text{CO}_2$ ), der  $\text{CO}_2$  reagerer med bunnvannet og danner karbonsyre ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) se likning 5, og vi får en reduksjon i pH (Fondriest, u.å). På den måten øker løseligheten til Al og Pb, med hyppigere forekommer av biotilgjengelige tilstandsformer.



I estuarier vil også mobiliteten og biotilgjengeligheten raskt kunne øke dersom Al transportert med elv vann bundet til organisk materiale. Der økt ionestyrke i saltvannet medfører ionebytting og desorpsjon, og vi får økte tilstandsformer av labilt aluminium (Machado et al., 2016).

Gjennom figur 10 til 13 viste Zn, Cd og As mindre tydelige forskjeller i og utenfor fjorden for både taske- og strandkrabbe. Årsaker til dette kan være lavt innhold av disse metallene i avrenningsvannet, eller at de danner stabile komplekser der mobiliteten og bioreaktivitet forholder seg lav. Videre er Cd godt kjent for å ha særlig høy affinitet til det brune kjøttet

(hepatpankreas), og det er mulig at forskjeller mellom artene ville blitt fremhevet ved å analysere denne type kjøtt (Wiech et al., 2018). Det var likevel forventet at konsentrasjoner av As i kontrollgruppen ikke kom til å skille seg særlig ut fra felt 1 og 2. Dette fordi sjøvann naturlig inneholder høyere nivåer av As fra mellom 1-3 µg/l, med gjennomsnittlige konsentrasjoner i hav uten forurensning på 1,7 µg/l. I elv vann befinner den naturlige konsentrasjonen av As på et lavere nivå mellom 0,1-0,8 µg/l (Wang et al., 2022).

## 5.4 Sjeldne jordarter

Gjennom figur 6 til 9 viste de sjeldne jordartene sett i en helhetlig gruppe er de som skiller seg mest ut. Det ble observert forskjeller i og utenfor fjorden. I tillegg ble det observert forskjeller i opptak mellom felt 1 og felt 2, med signifikante forskjeller i p-verdier fra tabell 3. Dette var ikke uventet, da det er påvist at blant annet sur avrenning fra gruvedrift øker transport og tilgjengelighet av sjeldne jordarter (Mwewa et al., 2022). Dette antyder at avrenningsvannet fra industriområdet trolig har en innvirkning. Forskjeller i opptak mellom taske- og strandkrabber viste seg å gi fortrinnsvis høyere for strandkrabbe (figur 6-9). Dette skyldes trolig at løseligheten til sjeldne jordarter er svært lav og sterkt avhengig av pH (Sholkovitz, 1995). Videre danner de lett komplekser med karbonat (Cantrell et al., 1987). Noe som gjør at de forekommer i høyere konsentrasjoner i overflatevannet der salinitet er lav. Fra tabell 3 viste gjelleprøvene fra taskekrabber et signifikant gradientmønster utover fjorden for alle de sjeldne jordartene. En tilsvarende tendens ble observert i kjøttprøvene, med unntak av Ce og Pr som ikke viste signifikante forskjeller mellom felt 1 og 2. Likevel er de respektive p-verdiene på 0,08 forholdsvis lave (tabell 3). Opptak av sjeldne jordartene ser derfor ut til å følge en romlig gradient, med høye konsentrasjoner nær utløpskilden og gradvis avtagende nivåer utover fjorden. Lignende funn ble gjort i en studie gjennomført på fiddler krabber i Brazil, der konsentrasjon av sjeldne jordarter korrelerte med avstanden til avløpskilder. Her viste det seg at høye konsentrasjoner i krabbene var lenket til antropogene kilder, og at krabber er gode bioindikatorer, der vi finner geokjemiske avtrykk basert på lokasjonen de har blitt fanget i (Lavezzo et al., 2020).

## 5.5 Variabler og valg av modeller gjennom AIC

Gjennomføring av AIC analysen belyste hvilke variabler som hadde god sammenheng, og hvilke modeller som var best forklarer variasjonen. Det viste seg at organ og felt var de mest forklarende variablene i modellene for en rekke av metallene. Vevstype og felt har en stor betydning for akkumulering av elementene, med større konsentrasjoner i gjellevevet sammenlignet med kjøttet, og en større konsentrasjon i fjorden enn utenfor fjorden. Det var derimot overaskende å ikke finne noen sammenheng mellom vekt, lengde og kjønn, og ingen av disse variablene forbedret modell tilpasningen. Basert på andre studier var det forventet å finne en sammenheng mellom konsentrasjon og variablene lengde og vekt, der konsentrasjon øker med økt lengde og vekt (Wiech et al., 2020). Ytterligere var det forventet å finne forskjeller mellom kjønn, med høyere konsentrasjon i hunn krabber sammenlignet med hann krabber (Anandkumar et al., 2019). AIC resultatene viste at taskekrabbe var den arten der modelltilpasningen for sjeldne jordarter var best basert på figur 22 til 25. For strandkrabber viste figur 18, 20 og 21 at modelltilpasningen var best for metallene Al, Cu og Pb.

## 5.6 Grenseverdier

For å sikre mattrygghet og beskytte mennesker for mulige helseskadelige metaller, har den europeiske union (EU) dannet et eget organ: Den europeiske myndighet for næringsmiddeltrygghet (EFSA). EFSA setter her grenseverdier for innhold av metallinnhold i ulike produkter, basert på toksikologisk data (EFSA, u.å). For Pb og Cd er det satt direkte grenseverdier for innhold i hvitt krabbekjøtt, der disse er satt til 0,5 mg/kg våtvekt (WW) for begge metallene (Bank et al., 2024). For de andre undersøkte metallene er det ikke satt noen grenseverdier, med unntak av As som har grenseverdier, men disse er ikke beregnet for krabber og baserer seg på plantebaserte produkter slik som ris (Eurofins, u.å). Det er derfor ikke mulig å gjøre vurderinger av hvor vidt resultatene i denne oppgaven utgjør en helsemessig risiko for mennesker. Prøvene i denne oppgaven bygger på måleverdier for tørrvekt (DW), der konsentrasjonene naturligvis vil ha en høyere verdi i mg/kg enn det vi finner i våtvekt. Dermed

er vi nødt til å konvertere grenseverdiene for tørrvekt til våtvekt, der tørrstoffinnholdet i tørrvekt ble satt til å være 18% av våtvekten. Dette er basert på en studie for vekt-til-vekt omregningsfaktorer for bunndyr i Østersjøen og Nordsjøen, der gruppen decapoda (krepsdyr) i Nordsjøen har fått en verdi på 0.181 for WW-DW vedlegg 3 (Gogina et al., 2022). Dette gir oss en grenseverdi på 2,76 mg/kg tørrvekt ved bruk av omberegnings formelen i likning 6 og 7.

$$\text{Grenseverdi DW} = \frac{\text{Grenseverdi WW}}{\text{andel DW}} \quad (\text{likning 6})$$

$$\text{Grenseverdi DW} = \frac{0,5}{0,181} = 2,76 \quad (\text{likning 7})$$

Resultatene i vedlegg 1 viste at felt 1 hadde de høyeste konsentrasjonene av Cd og Pb i taskekrabbe kjøtt, men verdiene var likevel godt under den tillatte grenseverdien på 2,76 mg/kg DW. Cd konsentrasjon i felt 1 viste en medianverdi på 0.04 mg/kg DW (IQR 0,009-0,05), og Pb konsentrasjon på 0.07 mg/kg DW (IQR 0.05-0.1). Ytterligere var den høyeste målte verdien av Cd på 0,0638 mg/kg DW og for Pb på 0,592 mg/kg DW.

Strandkrabber blir ikke konsumert i noen særlig høy grad i Norge, likevel er det interessant å undersøke hvordan denne arten responderer til grenseverdiene, da det kan gi en viss indikator for innhold i andre arter som befinner seg i strandsonen. Resultatene fra vedlegg 1 viser at Cd i kjøtt ga en medianverdi for felt 1 på 0,02 mg/kg DW (IQR 0,01-0,03) og Pb 0,1 mg/kg DW (IQR 0,0-0,2), som igjen er godt innenfor grenseverdien. Likevel viste en av prøvene å ha svært høye verdier for både Cd 2,78 mg/kg DW og Pb 6,58 mg/kg DW, som bryter grenseverdien. Dette er trolig en feilkilde da denne krabben ble fanget i kontrollsnonen.

## 5.7 Krabber som bioindikator og usikkerhet

Bioindikatorer er et sentralt begrep innenfor økotoksikologi, og er definert som en organisme eller biologisk respons som belyser tilstedeværelsen av forurensede stoffer gjennom typiske symptomer eller målbare responser (Mothersill et al., 2016). Ut ifra resultatene virker taske- og strandkrabber som gode bioindikatorer for å beskrive tilstanden i fjorden, og eventuell påvirkning avrenningen har for andre arter med samme levesett. Dette basert på de målbare konsentrasjonsforskjellene vi har observert i og utenfor fjorden, og til dels gjennom fortynningsgradient utover fjorden. Strandkrabber vil derfor være fungerende bioindikatorer for organismer som lever i strandsonen, mens taskekrabber representerer de mer dypt levende organismene. Det er likevel viktig å ta i betraktning at Skallefjorden er en relativt liten fjord, og det er lite som stopper krabbene fra å vandre mellom felt. Særlig taskekrabber er kjent for å kunne vandre over lange distanser og det er ingen garanti for at taskekrabber fanget i felt 1 ikke har oppholdt seg i felt 2 og vice versa (Marcussen et al., 2022).

Arealene rundt skallefjorden er bestående av boligfelt i den nord-vestlige delen, jordbruk langs Sangereidkilen, og fylkesvei 420 passerer langs den nordlige delen av fjorden. Alle disse er potensielle forurensnings kilder, og det kan derfor ikke utelukkes at avrenning fra industriområdet er den eneste påvirkningsfaktoren.

## 6 Konklusjon

Formålet med oppgaven var å undersøke om avrenning fra industriområdet i Lillesand har medført tilførsel av metaller og sjeldne jordarter i Skallefjorden, og i hvilken grad disse tilstandsformene forekommer som biotilgjengelig for taske- og strandkrabbe.

For både taske- og strandkrabbe var det observerbare forskjeller i og utenfor fjorden, som indikerer eksponering for bioaktive metallformer. Biotilgjengeligheten for krabber varierer derfor både geografisk og biologisk. Det var også forskjeller i opptak mellom art og organer. Opptak gjennom gjeller viste høyere konsentrasjon sammenlignet med kjøtt for begge artene, med unntak av Zn og As. Gjelleprøvene for taskekrabbe viste høyere konsentrasjon av Al og Pb, noe som forklares gjennom artens dypere leveområde og kontakt med sediment, samt lavere oksygen fattig vann der reaktivitet av metaller øker. For strandkrabbe viste Al, Cu og Pb signifikante konsentrasjonsforskjeller, mens taskekrabbe viste signifikante forskjeller for Pb i et gradientmønster utover fjorden. De sjeldne jordartene La, Ce, Pr og Nd viste tydelig gradient fordeling utover fjorden for begge artene. Sjeldne jordarter forekom i betydelig høyere konsentrasjoner i gjeller hos strandkrabbe, og viste signifikante forskjeller i opptak utover i fjorden for taskekrabbe. Dette tyder på at sjeldne jordarter har lav løselighet og mobilitet ved økt salinitet, der opptak er størst nær utløpet til forurensningskilden. Konsum av krabber fra fjorden anses å være trygt basert på grenseverdien på 0,5 mg/kg tørrvekt for Pb og Cd.

Gjennom AIC analysen var det tydelig at det ikke var noen sammenheng mellom lengde, vekt og kjønn for opptak av metaller. Det kan ikke utelukkes at opptak kun skyldes forurensning gjennom avrenning fra industriområdet alene. Der nærliggende strukturer rundt Skallefjorden også kan ha bidratt til opptak.

## 7 Referanser

- Álvaro, N. V., , Neto, A. I., , Couto, R. P., , Azevedo, J. M. N., , & Rodrigues, A. S. (2016). Crabs tell the difference – Relating trace metal content with land use and landscape attributes. 1377-1383. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.022>
- Anandkumar, A., , Nagarajan, R., , Prabakaran, K., , Bing, C. H., , Rajaram, R., , Li, J., , & Du, D. (2019). Bioaccumulation of trace metals in the coastal Borneo (Malaysia) and health risk assessment. 56-66. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.002>
- Bank, M. S., , Ho, Q. T., , Kutti, T., , Kögel, T., , Rodushkin, I., , Meeren, T. v. d., , Wiech, M., , & Rastrick, S. (2024). Multi-isotopic composition of brown crab (*Cancer pagurus*) and seafloor sediment from a mine tailing sea disposal impacted fjord ecosystem. 134406. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134406>
- Barthel. (2024a). *Hav store norske leksikon*. <https://snl.no/hav>
- Barthel. (2024b). Store norske leksikon Fjord (vannforhold). [https://snl.no/fjord\\_-\\_vannforhold](https://snl.no/fjord_-_vannforhold)
- Berge, John Arthur, Schaanning, Morten Thorne, Staalstrøm, & André. (2018). NIVA Utslipp til sjø – kan enkle modeller gi tilstrekkelig grunnlag for vurdering av spredning, fortynning og surhetsgrad? <http://hdl.handle.net/11250/2597580>
- Brattli, B., , & Kleiv, R. A. (1997). Frigjøring av tungmetaller og produksjon av sur avrenning ved oksidasjon av metallsulfid fra sulfidgruver. 312-314. <https://vannforeningen.no/dokumentarkiv/frigjoring-av-tungmetaller-og-produksjon-av-sur-avrenning-ved-oksidasjon-av-metallsulfid-fra-sulfidgruver/>
- Bridges, C. C., , & Zalups, R. K. (2005). Molecular and ionic mimicry and the transport of toxic metals. 274-308. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.09.007>
- Byrd, J., , & Winge, D. R. (1986). Cooperative cluster formation in metallothionein. 233-237. [https://doi.org/10.1016/0003-9861\(86\)90721-6](https://doi.org/10.1016/0003-9861(86)90721-6)
- byutvikling, E. f. n. o. (2023). *Pålegg og forhåndsvarsel etter forurensning fra anleggsarbeid ved KIL 5 og KIL 6*. upublisert.
- Cantrell, K. J., , & Byrne, R. H. (1987). Rare earth element complexation by carbonate and oxalate ions. 597-605. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(87\)90072-X](https://doi.org/10.1016/0016-7037(87)90072-X)
- Catrouillet, C., , Benedetti, M. F., , Gelabert, A., , Hullebusch, E. v., , & Marsac, R. (2025). The underestimated and important role of thiol moieties in predicting the fate of toxic metals in the environment. 101888. <https://doi.org/10.1016/j.cocis.2024.101888>
- Cavanaugh, J. E., , & Neath, A. A. (2014). Akaike's Information Criterion: Background, Derivation, Properties, and Refinements. 26-29. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-04898-2\\_111](https://doi.org/10.1007/978-3-642-04898-2_111)
- DCEE. (2023). Department of Civil and Environmental Engineering A Case Study of Biomagnification and its Effects on the Environment. 1-3. <https://www.interestjournals.org/articles/a-case-study-of-biomagnification-and-its-effects-on-the-environment.pdf>

- Diamond, R. L. (2012). Characterizing Dissolved Organic Matter and Cu<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>, Ni<sup>2+</sup>, and Pb<sup>2+</sup> Binding in Salt Water and Implications for Toxicity. 2-4.  
<https://scholars.wlu.ca/etd/1122/>
- Earthworks. (u.å). *Acid Mine Drainage*. <https://earthworks.org/issues/acid-mine-drainage/>
- EFSA. (u.å). The European Food Safety Authority (EFSA)  
<https://www.efsa.europa.eu/en/about/about-efsa>
- Egeland. (2025). Store norske leksikon ICP (induktivt koblet plasma). [https://snl.no/ICP -  
\\_induktivt koblet plasma](https://snl.no/ICP_-_induktivt_koblet_plasma)
- Eurofins. (u.å). EU senker grenseverdien for uorganisk arsen.  
<https://www.eurofins.no/food-feed-testing/nyheter/arsen/>
- Evans, R. E., Scott B. Brown, & Hara, T. J. (1988). The effects of aluminum and acid on the gill morphology in rainbow trout, *Salmo gairdnerii*. 299-311.  
<https://doi.org/10.1007/BF00004895>
- Exley, C., , Chappell, J. S., , & Birchall, J. D. (1991). A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. 417-428. [https://doi.org/10.1016/S0022-5193\(05\)80389-3](https://doi.org/10.1016/S0022-5193(05)80389-3)
- Fernandes, S., , F.A Gabriel, L.O.S Soares, R.C Rocha , T.D Saint'Pierre, E.M Saggiaro , F.V Correia , T.O Ferreira , R. Ann Hauser-Davis, & Bernardino, A. F. (2024). Rare Earth Element Accumulation in Fiddler Crabs (*Minuca rapax*) from the Rio Doce Tropical Estuary Strongly Affected by Mine Tailings Following the Fundão Disaster. 1142-1150. <https://doi.org/10.1007/s12011-024-04231-3>
- Fondriest. (u.å). pH of Water: Stratification Considerations.  
<https://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/ph/>
- Forurensningsloven, (13. mars, 1981). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/kap2#kap2>
- Fossen. (2025). Store norske leksikon sjeldne jordarter. [https://snl.no/sjeldne\\_jordarter](https://snl.no/sjeldne_jordarter)
- Gensemer, R. W., , & Playle, R. C. (2010). The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments. 315-320. <https://doi.org/10.1080/10643389991259245>
- Gogina, M., , Zettler, A., , & Zettler, M. L. (2022). Weight-to-weight conversion factors for benthic macrofauna: recent measurements from the Baltic and the North seas. Tabell 2. <https://doi.org/10.5194/essd-14-1-2022>
- Hall, S. J., , Basford, D. J., , Robertson, M. R., , Raffaelli, D. G., , & Tuck, I. (1991). Patterns of recolonisation and the importance of pit-digging by the crab *Cancer pagurus* in a subtidal sand habitat. 93-102. <http://dx.doi.org/10.3354/meps072093>
- Hughes, A. E., , Mol, J. M. C., , & Cole, I. S. (2015). 10 - The cost and availability of rare earth-based corrosion inhibitors.  
<https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/heavy-rare-earth>
- Jiao, Y., , Zhang, C., , Su, P., , Tang, Y., , Huang, Z., , & Ma, T. (2023). A review of acid mine drainage: Formation mechanism, treatment technology, typical engineering cases and resource utilization. 1240-1260. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.12.083>
- Jomova, K., Makova, M., Alomar, S. Y., Alwasel, S. H., Nepovimova, E., Kuca, K., Rhodes, C. J., & Valko, M. (2022). Essential metals in health and disease. 110173.  
<https://doi.org/10.1016/j.cbi.2022.110173>

- Kamunde, C., , & MacPhail, R. (2011). Metal–metal interactions of dietary cadmium, copper and zinc in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. 658-667.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.10.016>
- Katarzyna Chojnacka, & Mikulewicz, M. (2024). Encyclopedia of Toxicology (Fourth Edition).  
<https://www.sciencedirect.com/topics/pharmacology-toxicology-and-pharmaceutical-science/bioaccumulation>
- Keen, C. L., Janet Y, & Uriu-Adams. (2005). Copper, oxidative stress, and human health. 268-298. <https://doi.org/10.1016/j.mam.2005.07.015>
- Kroglund, T., , Molvær, J., , & Moy, F. (2007). Kjemisk og biologisk tilstand i fjorder før bygging av ny E18 Grimstad-Kristiansand. <http://hdl.handle.net/11250/213493>
- Lavezzo, B., , Kinoshita, A., , Figueiredo, A. M. G., , Pinheiro, M. M. F., , & Santana, W. (2020). Detection of rare-earth elements using fiddler crabs *Leptuca leptodactyla* (Crustacea: Ocypodidae) as bioindicators in mangroves on the coast of São Paulo, Brazil. 139787. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139787>
- Lillesand kommune. (2021, 9 mars). *Retningslinjer for tiltak i områder med syredannende gneis*.  
<https://img8.custompublish.com/getfile.php/4866906.2658.sb7mijzbjbtphkw/Retningslinjer%2Bfor%2Btiltak%2Bi%2Bomr%C3%A5der%2Bmed%2Bsyredannende%2Bgneis.%2Bver.%2B24.pdf?return=www.lillesand.kommune.no>
- Lillesand kommune. (2022). SPREDT AVLØP
- HANDLINGSPLAN FOR OPPRYDDING 2022–2027. <https://norskvann.no/wp-content/uploads/Handlingplan-opprydding-spredt-avlop-Lillesand.pdf>
- Lillesand kommune. (u.å). Nytt fredningsområde for hummer i Lillesand.  
<https://www.lillesand.kommune.no/nytt-fredningsomraade-for-hummer-i-lillesand.6335913-512940.html>
- Machado, A. A. d. S., , Spencer, K., , Kloas, W., , Toffolon, M., , & Zarfl, C. (2016). Metal fate and effects in estuaries: A review and conceptual model for better understanding of toxicity. 268-281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.045>
- Marcussen, J. B., , Søvik, G., , Jenssen, M., , & Zimmermann, F. (2022). Status: Taskekrabbe (*Cancer pagurus*) i Norge. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-47>
- Meeren, G. v. d., , Zimmermann, F., , Palm, A. C. U., , Wiech, M., , Halvorsen, K. A. T., , Kleiven, A. R., , Kleiven, P. J. N., , Jørgensen, T., , & Marcussen, J. B. (2022). Strandkrabber *Carcinus maenas* og strandkrabbefiskeri.  
<https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-15>
- Milestone. (u.å). SRC Technology. <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC6719745/>
- Miljødirektoratet. (u.å). *Veileder Syredannende bergarter i arealplanlegging*.  
<https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/arealplanlegging/miljohensyn-i-arealplanlegging/forurensning/syredannende-bergarter/>
- Mothersill, C., , & Seymour, C. (2016). Genomic Instability and the Spectrum of Response to Low Radiation Doses, 3.1 Bioindicators.  
<https://www.sciencedirect.com/topics/neuroscience/bioindicators>

- Mwewa, B., , Tadie, M., , Ndlovu, S., , Simate, G. S., , & Matinde, E. (2022). Recovery of rare earth elements from acid mine drainage: A review of the extraction methods. 107704. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107704>
- Nadhirah, B. S., , Szabó, R., , Budai, P., , & Lehel, J. (2024). Trophic transfer and biomagnification potential of environmental contaminants (heavy metals) in aquatic ecosystems. 122815. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122815>
- Pont, G. D., , Po, B., , Wang, J., , & Wood, C. M. (2022). How the green crab *Carcinus maenas* copes physiologically with a range of salinities. 683-685. <http://dx.doi.org/10.1007/s00360-022-01458-1>
- Ruoqiu Yang, Dumila Roshani, Boya Gao, Pinglan Li, & Nan Shang. (2024). Metallothionein: A Comprehensive Review of Its Classification, Structure, Biological Functions, and Applications. <https://doi.org/10.3390/antiox13070825>
- Sandoval, C. (2023). Aluminium Toxicity in Fish – Histopathological Findings. <https://fishhistopathology.com/?p=2710>
- Santhosh, K., Kamala, K., Ramasamy, P., Musthafa, M. S., Almuji, S. S., Asdaq, S. M. B., & Sivaperumal, P. (2024). Unveiling the silent threat: Heavy metal toxicity devastating impact on aquatic organisms and DNA damage. 116139. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116139>
- Schäfer, G. Buchmeier, E. Claus, L. Duester, P. Heininger, A. Körner, P. Mayer, A. Paschke, C. Rauert, G. Reifferscheid, H. Rüdell, C. Schlechtriem, C. Schröter-Kermani, D. Schudoma, F. Smedes, D. Steffen, & Vietoris, F. (2015). Bioaccumulation in aquatic systems: methodological approaches, monitoring and assessment. 5044975. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0036-z>
- Sholkovitz. (1995). The aquatic chemistry of rare earth elements in rivers and estuaries. 1-34. <https://doi.org/10.1007/BF01025229>
- Statsforvalteren i Agder. (u.å). *Syredannende bergarter*. <https://www.statsforvalteren.no/agder/miljo-og-klima/forurensning/sulfidholdige-bergarter/>
- Steve Kvech, & Edwards, M. (2002). Solubility controls on aluminum in drinking water at relatively low and high pH. 4356-4368. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00137-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00137-9)
- Sømme. (2024a). Store norske leksikon strandkrabbe. <https://snl.no/strandkrabbe>
- Sømme. (2024b). Store norske leksikon taskekrabbe. <https://snl.no/taskekrabbe>
- Søndergaard, J., , Elberling, B., & , G. A. (2008). Metal speciation and bioavailability in acid mine drainage from a high Arctic coal mine waste rock pile: Temporal variations assessed through high-resolution water sampling, geochemical modelling and DGT. 89-96. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2008.01.003>
- Teien, H.-C., & (2016). *Hva skjer med aluminium fra sulfidsteindeponi når avrenningen slippes ut i fjorden*.
- Teien, H.-C., , Standring, W. J. F., , & Salbu, B. (2006). seawater and subsequent deposition in fish gills. 149-164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.005>
- Trannum, H. C., , Deininger, A., , Fagerli, C. W., , Næss, R., , Heggem, T., , & Staalstrøm, A. (2021). NIVA rapport Resipientundersøkelse for Lillesand kommune 2021 i

- forbindelse med utslipp av kommunalt avløpsvann.  
<https://hdl.handle.net/11250/2835698>
- Vannportalen. (u.å). *Tabell 7.5 klassegrenser for aluminium på gjeller av laks*.  
<https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/tabeller/>
- Vøllestad. (2025). Store norske leksikon euryhaline dyr. [https://snl.no/euryhaline\\_dyr](https://snl.no/euryhaline_dyr)
- Wang, N., , Ye, Z., , Huang, L., , Zhang, C., , Guo, Y., , & Zhang, W. (2022). Arsenic Occurrence and Cycling in the Aquatic Environment: A Comparison between Freshwater and Seawater. <http://dx.doi.org/10.3390/w15010147>
- Wiech, M., , Amlund, H., , Jensen, K. A., , Aldenberg, T., , Duinker, A., , & Maage, A. (2018). Tracing simultaneous cadmium accumulation from different uptake routes in brown crab *Cancer pagurus* by the use of stable isotopes. 198-206.  
<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.05.015>
- Wiech, M., , Frantzen, S., , Duinker, A., , Rasinger, J. D., , & Maage, A. (2020). Cadmium in brown crab *Cancer pagurus*. Effects of location, season, cooking and multiple physiological factors and consequences for food safety. 134922.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134922>
- Wilschefske, S. C., , & Baxter, M. R. (2019). Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry: Introduction to Analytical Aspects. 115–133.  
<https://doi.org/10.33176/AACB-19-00024>  
<https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC6719745/>

## 8 Vedlegg

Vedlegg 1: Beregnet medianverdi og tilhørende q1 og q3 for Al, As, Cu, Cd, Pb og Zn, for gjelle og kjøttprøve fordelt på taske- og strandkrabbe pr felt.

| Type                | Felt | Al_median | Al_q1 | Al_q3 | Cu_median | Cu_q1 | Cu_q3 |
|---------------------|------|-----------|-------|-------|-----------|-------|-------|
| Strandkrabbe gjelle | 1    | 0.13      | 0.09  | 0.28  | 237       | 202   | 280   |
| Strandkrabbe gjelle | 2    | 0.14      | 0.08  | 0.29  | 207       | 146   | 235   |
| Strandkrabbe gjelle | 3    | 0.06      | 0.05  | 0.09  | 145       | 101   | 209   |
| Strandkrabbe kjøtt  | 1    | 0.02      | 0.01  | 0.02  | 55        | 41    | 66    |
| Strandkrabbe kjøtt  | 2    | 0.01      | 0.00  | 0.01  | 32        | 21    | 37    |
| Strandkrabbe kjøtt  | 3    | 0.01      | 0.00  | 0.04  | 28        | 13    | 42    |
| Type                | Felt | Zn_median | Zn_q1 | Zn_q3 | As_median | As_q1 | As_q3 |
| Strandkrabbe gjelle | 1    | 111       | 87    | 127   | 33        | 25    | 56    |
| Strandkrabbe gjelle | 2    | 130       | 115   | 224   | 45        | 34    | 77    |
| Strandkrabbe gjelle | 3    | 103       | 98    | 107   | 46        | 43    | 54    |
| Strandkrabbe kjøtt  | 1    | 218       | 191   | 249   | 61        | 35    | 68    |
| Strandkrabbe kjøtt  | 2    | 214       | 201   | 230   | 44        | 36    | 51    |
| Strandkrabbe kjøtt  | 3    | 195       | 86    | 242   | 59        | 24    | 111   |
| Type                | Felt | Cd_median | Cd_q1 | Cd_q3 | Pb_median | Pb_q1 | Pb_q3 |
| Strandkrabbe gjelle | 1    | 0.30      | 0.24  | 0.36  | 3.0       | 2.1   | 4.2   |
| Strandkrabbe gjelle | 2    | 0.29      | 0.22  | 0.45  | 2.0       | 1.6   | 3.0   |
| Strandkrabbe gjelle | 3    | 0.39      | 0.29  | 0.49  | 0.9       | 0.5   | 2.0   |
| Strandkrabbe kjøtt  | 1    | 0.02      | 0.01  | 0.03  | 0.1       | 0.0   | 0.2   |
| Strandkrabbe kjøtt  | 2    | 0.01      | 0.01  | 0.02  | 0.1       | 0.0   | 0.1   |
| Strandkrabbe kjøtt  | 3    | 0.04      | 0.01  | 0.14  | 0.0       | 0.0   | 0.3   |
| Type                | Felt | Al_median | Al_q1 | Al_q3 | Cu_median | Cu_q1 | Cu_q3 |
| Taskekrabbe gjelle  | 1    | 1.08      | 0.41  | 2.34  | 123       | 114   | 200   |
| Taskekrabbe gjelle  | 2    | 0.84      | 0.42  | 1.90  | 202       | 114   | 254   |
| Taskekrabbe gjelle  | 3    | 0.42      | 0.10  | 0.69  | 196       | 153   | 229   |
| Taskekrabbe kjøtt   | 1    | 0.02      | 0.01  | 0.03  | 31        | 23    | 44    |
| Taskekrabbe kjøtt   | 2    | 0.02      | 0.01  | 0.04  | 20        | 13    | 28    |
| Taskekrabbe kjøtt   | 3    | 0.00      | 0.00  | 0.01  | 35        | 23    | 50    |
| Type                | Felt | Zn_median | Zn_q1 | Zn_q3 | As_median | As_q1 | As_q3 |
| Taskekrabbe gjelle  | 1    | 175       | 145   | 298   | 118       | 87    | 140   |
| Taskekrabbe gjelle  | 2    | 247       | 209   | 286   | 122       | 72    | 156   |
| Taskekrabbe gjelle  | 3    | 169       | 139   | 199   | 118       | 96    | 128   |
| Taskekrabbe kjøtt   | 1    | 342       | 273   | 391   | 111       | 75    | 145   |
| Taskekrabbe kjøtt   | 2    | 201       | 106   | 343   | 55        | 38    | 84    |
| Taskekrabbe kjøtt   | 3    | 333       | 202   | 384   | 94        | 74    | 113   |
| Type                | Felt | Cd_median | Cd_q1 | Cd_q3 | Pb_median | Pb_q1 | Pb_q3 |
| Taskekrabbe gjelle  | 1    | 1.7       | 0.998 | 1.82  | 35        | 21    | 38    |
| Taskekrabbe gjelle  | 2    | 1.5       | 0.928 | 2.00  | 7.6       | 5.5   | 17    |

|                    |   |      |       |      |      |      |     |
|--------------------|---|------|-------|------|------|------|-----|
| Taskekrabbe gjelle | 3 | 1.3  | 1.170 | 1.48 | 2.9  | 1.7  | 8.0 |
| Taskekrabbe kjøtt  | 1 | 0.04 | 0.009 | 0.05 | 0.07 | 0.05 | 0.1 |
| Taskekrabbe kjøtt  | 2 | 0.01 | 0.002 | 0.01 | 0.04 | 0.02 | 0.1 |
| Taskekrabbe kjøtt  | 3 | 0.01 | 0.006 | 0.03 | 0.03 | 0.02 | 0.1 |

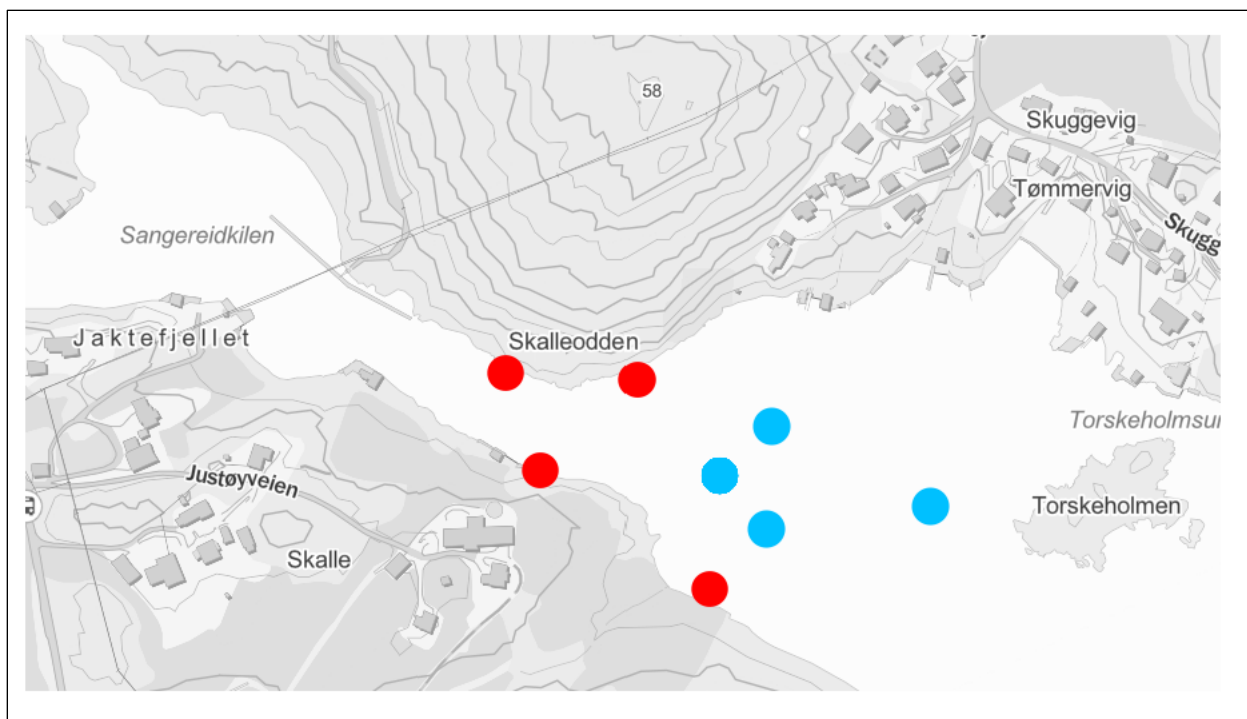
Vedlegg 2: Beregnet medianverdi og tilhørende q1 og q3 for La, Ce, Pr og Nd for gjelle og kjøttprøve fordelt på taske- og strandkrabbe pr felt.

| Type                | Felt | La_median | La_q1 | La_q3 | Ce_median | Ce_q1 | Ce_q3 |
|---------------------|------|-----------|-------|-------|-----------|-------|-------|
| Taskekrabbe kjøtt   | 1    | 0.19      | 0.15  | 0.27  | 0.21      | 0.16  | 0.30  |
| Taskekrabbe kjøtt   | 2    | 0.11      | 0.07  | 0.18  | 0.15      | 0.08  | 0.19  |
| Taskekrabbe kjøtt   | 3    | 0.02      | 0.02  | 0.06  | 0.03      | 0.02  | 0.06  |
| Taskekrabbe gjelle  | 1    | 7.41      | 6.23  | 10.21 | 10.75     | 9.12  | 12.63 |
| Taskekrabbe gjelle  | 2    | 4.01      | 3.02  | 4.58  | 6.00      | 5.12  | 6.51  |
| Taskekrabbe gjelle  | 3    | 1.26      | 0.55  | 2.18  | 1.29      | 0.52  | 2.65  |
| Type                | Felt | Pr_median | Pr_q1 | Pr_q3 | Nd_median | Nd_q1 | Nd_q3 |
| Taskekrabbe kjøtt   | 1    | 0.03      | 0.02  | 0.04  | 0.10      | 0.07  | 0.13  |
| Taskekrabbe kjøtt   | 2    | 0.02      | 0.01  | 0.03  | 0.06      | 0.04  | 0.09  |
| Taskekrabbe kjøtt   | 3    | 0.004     | 0.003 | 0.01  | 0.01      | 0.01  | 0.03  |
| Taskekrabbe gjelle  | 1    | 1.99      | 1.53  | 2.79  | 5.86      | 4.91  | 8.15  |
| Taskekrabbe gjelle  | 2    | 0.98      | 0.79  | 1.21  | 2.99      | 2.39  | 3.77  |
| Taskekrabbe gjelle  | 3    | 0.25      | 0.12  | 0.52  | 0.76      | 0.35  | 1.58  |
| Type                | Felt | La_median | La_q1 | La_q3 | Ce_median | Ce_q1 | Ce_q3 |
| Strandkrabbe kjøtt  | 1    | 0.27      | 0.19  | 0.35  | 0.26      | 0.17  | 0.39  |
| Strandkrabbe kjøtt  | 2    | 0.17      | 0.11  | 0.20  | 0.17      | 0.10  | 0.21  |
| Strandkrabbe kjøtt  | 3    | 0.05      | 0.02  | 0.17  | 0.05      | 0.02  | 0.23  |
| Strandkrabbe gjelle | 1    | 38.10     | 20.88 | 42.18 | 40.35     | 20.45 | 42.10 |
| Strandkrabbe gjelle | 2    | 12.99     | 12.50 | 20.30 | 14.00     | 13.30 | 15.70 |
| Type                | Felt | Pr_median | Pr_q1 | Pr_q3 | Nd_median | Nd_q1 | Nd_q3 |
| Strandkrabbe kjøtt  | 1    | 0.03      | 0.02  | 0.04  | 0.09      | 0.06  | 0.13  |
| Strandkrabbe kjøtt  | 2    | 0.02      | 0.01  | 0.02  | 0.05      | 0.04  | 0.07  |
| Strandkrabbe kjøtt  | 3    | 0.01      | 0.00  | 0.03  | 0.02      | 0.01  | 0.10  |
| Strandkrabbe gjelle | 1    | 4.94      | 2.41  | 5.11  | 14.25     | 7.22  | 17.17 |
| Strandkrabbe gjelle | 2    | 2.13      | 1.77  | 2.73  | 5.06      | 4.67  | 6.13  |
| Strandkrabbe gjelle | 3    | 0.45      | 0.36  | 0.52  | 1.29      | 1.07  | 1.55  |

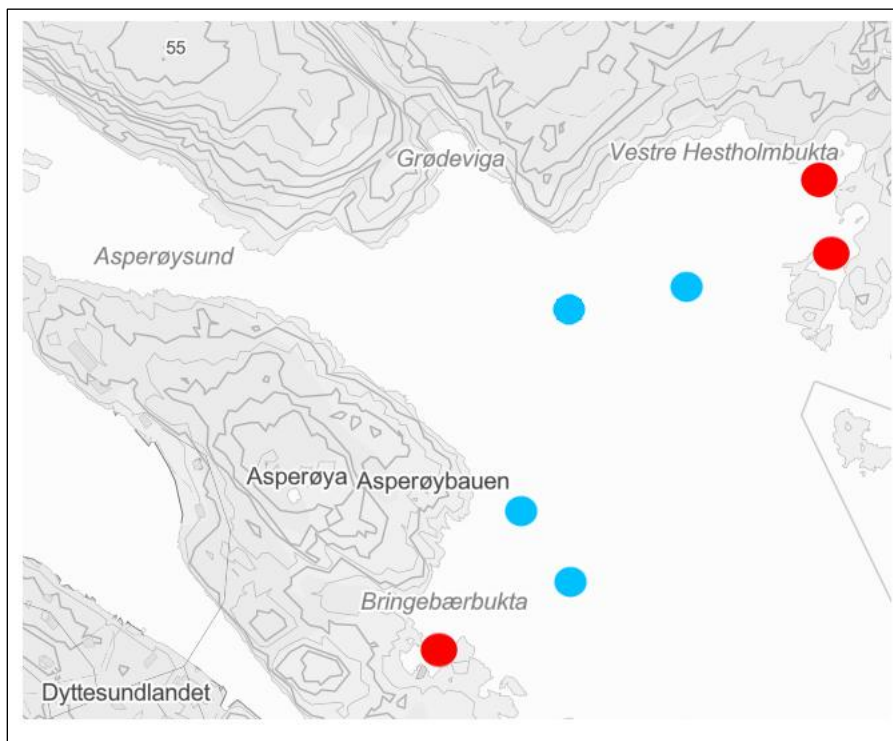
Vedlegg 3: Tabelloversikt over omberegning av WW-DW for bentisk fauna i Østersjøen og Nordsjøen, der taske- og strandkrabbe befinner seg i gruppen decapoda (Gogina et al., 2022)

| Group           | Baltic Sea          |                     |        |     | North Sea           |                     |      |     |
|-----------------|---------------------|---------------------|--------|-----|---------------------|---------------------|------|-----|
|                 | WW to DW (CI)       | WW to AFDW (CI)     | N      | SPP | WW to DW (CI)       | WW to AFDW (CI)     | N    | SPP |
| Amphipoda       | 0.145 (0.142–0.149) | 0.121 (0.118–0.124) | 585    | 48  | 0.143 (0.138–0.148) | 0.128 (0.123–0.133) | 443  | 42  |
| Anthozoa        | 0.187 (0.177–0.197) | 0.13 (0.123–0.137)  | 103    | 8   | 0.193 (0.181–0.206) | 0.141 (0.128–0.155) | 77   | 4   |
| Arachnida       | 0.242 (0.218–0.267) | 0.215 (0.19–0.239)  | 20     | 1   |                     |                     |      |     |
| Ascidacea       | 0.178 (0.14–0.215)  | 0.045 (0.04–0.05)   | 108    | 4   | 0.15 (–0.146–0.446) | 0.012 (0.006–0.018) | 4    | 3   |
| Bivalvia        | 0.489 (0.484–0.494) | 0.073 (0.072–0.074) | 4390   | 41  | 0.473 (0.465–0.482) | 0.084 (0.081–0.087) | 1064 | 40  |
| Bryozoa         | 0.161 (0.146–0.176) | 0.073 (0.064–0.082) | 30     | 2   |                     |                     |      |     |
| Caudofoveata    |                     |                     |        |     | 0.269 (0.246–0.293) | 0.189 (0.133–0.245) | 11   | 1   |
| Cirripedia      | 0.495 (0.474–0.516) | 0.052 (0.046–0.058) | 60     | 4   | 0.649 (0.575–0.723) | 0.083 (0–0.171)     | 5    | 3   |
| Cumacea         | 0.156 (0.153–0.158) | 0.12 (0.117–0.122)  | 541    | 3   | 0.152 (0.134–0.169) | 0.13 (0.112–0.147)  | 54   | 9   |
| Decapoda        | 0.192 (0.182–0.201) | 0.142 (0.137–0.147) | 106    | 10  | 0.181 (0.167–0.195) | 0.119 (0.113–0.126) | 127  | 20  |
| Echinodermata   | 0.35 (0.33–0.37)    | 0.071 (0.067–0.076) | 197    | 6   | 0.404 (0.392–0.417) | 0.077 (0.071–0.082) | 382  | 13  |
| Gastropoda      | 0.463 (0.452–0.473) | 0.106 (0.103–0.11)  | 787    | 55  | 0.617 (0.601–0.632) | 0.096 (0.089–0.102) | 260  | 14  |
| Hirudinea       | 0.193 (0.103–0.284) | 0.178 (0.089–0.267) | 6      | 5   |                     |                     |      |     |
| Hydrozoa        | 0.164 (0–0.512)     | 0.099 (0–0.235)     | 2      | 2   |                     |                     |      |     |
| Insecta         | 0.149 (0.127–0.171) | 0.12 (0.098–0.141)  | 31     | 5   |                     |                     |      |     |
| Isopoda         | 0.176 (0.167–0.185) | 0.119 (0.112–0.125) | 154    | 12  | 0.235 (0.164–0.307) | 0.221 (0.149–0.294) | 7    | 3   |
| Leptocardii     |                     |                     |        |     | 0.143 (0.13–0.157)  | 0.134 (0.121–0.147) | 12   | 1   |
| Mysida          | 0.15 (0.145–0.155)  | 0.131 (0.125–0.138) | 128    | 8   | 0.167 (0.154–0.18)  | 0.154 (0.141–0.168) | 29   | 2   |
| Nemertea        | 0.159 (0.154–0.164) | 0.142 (0.138–0.147) | 282    | 6   | 0.174 (0.166–0.182) | 0.158 (0.15–0.166)  | 199  | 5   |
| Oligochaeta     | 0.154 (0.148–0.159) | 0.129 (0.125–0.134) | 363    | 11  | 0.28                | 0.256               | 1    | 1   |
| Phoronida       | 0.74 (0.723–0.757)  | 0.027 (0.016–0.038) | 33     | 1   | 0.544 (0.513–0.574) | 0.069 (0.061–0.077) | 69   | 1   |
| Platyhelminthes | 0.165 (0.151–0.178) | 0.144 (0.131–0.157) | 27     | 1   | 0.105 (0.08–0.131)  | 0.095 (0.07–0.121)  | 11   | 1   |
| Polychaeta      | 0.168 (0.166–0.17)  | 0.119 (0.117–0.120) | 4489   | 92  | 0.189 (0.185–0.192) | 0.148 (0.145–0.15)  | 2294 | 94  |
| Polyplacophora  | 0.465 (0.434–0.497) | 0.105 (0.09–0.12)   | 6      | 1   |                     |                     |      |     |
| Porifera        | 0.109 (0.097–0.122) | 0.057 (0.049–0.065) | 51     | 3   |                     |                     |      |     |
| Priapulida      | 0.118 (0.115–0.122) | 0.106 (0.103–0.109) | 269    | 2   |                     |                     |      |     |
| Pycnogonida     | 0.142 (0.127–0.157) | 0.107 (0.092–0.121) | 22     | 2   | 0.186 (0.112–0.261) | 0.166 (0.097–0.235) | 3    | 1   |
| Sipuncula       |                     |                     |        |     | 0.166 (0.091–0.24)  | 0.148 (0.057–0.238) | 3    | 1   |
| Tanaidacea      | 0.196 (0.16–0.231)  | 0.151 (0.12–0.183)  | 18     | 4   |                     |                     |      |     |
| Overall         |                     |                     | 12 808 | 337 |                     |                     | 5055 | 259 |

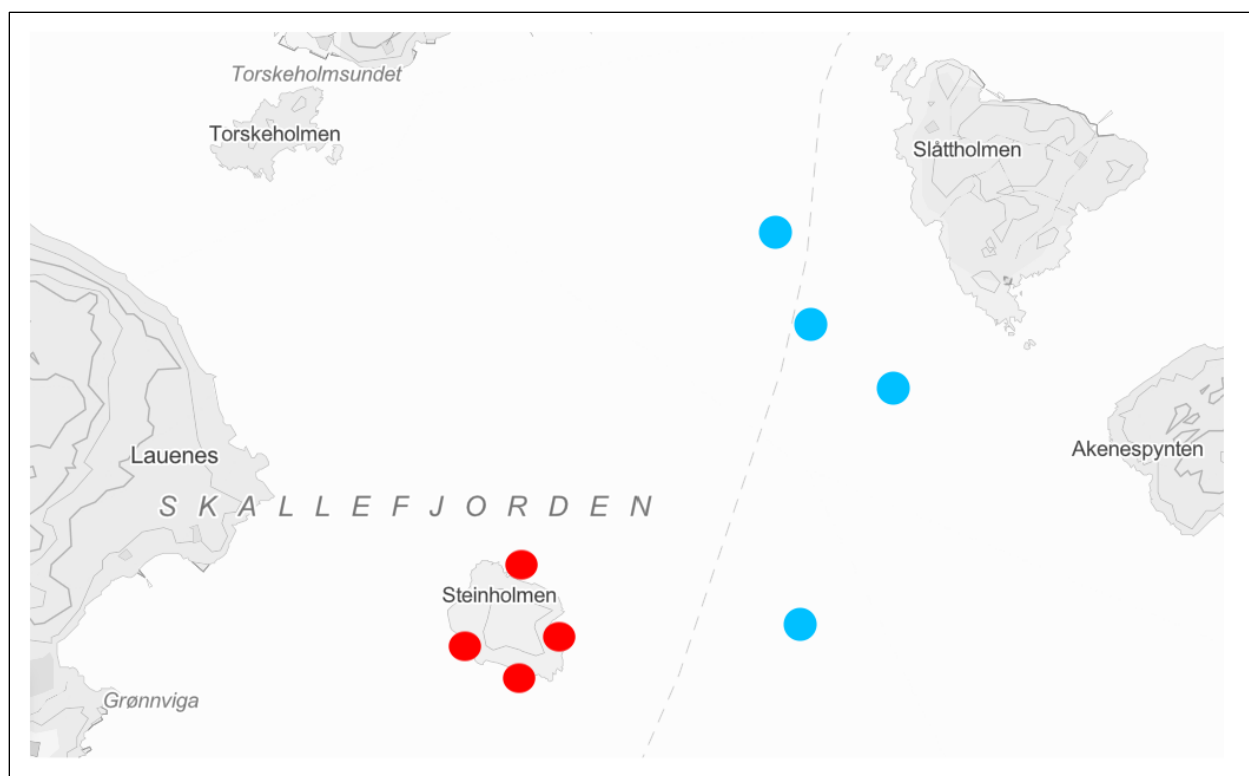
Vedlegg 4: Plassering av teiner i felt 1, leppefisk teiner benyttet til å fange strandkrabber er markert som røde punkter, taske/hummerteiner er markert som blå punkter.



Vedlegg 5: Plassering av teiner i felt 2, leppefisk teiner benyttet til å fange strandkrabber er markert som røde punkter, taske/hummerteiner er markert som blå punkter.



Vedlegg 6: Plassering av teiner i felt 3/kontrollgruppe, leppefisk teiner benyttet til å fange strandkrabber er markert som røde punkter, taske/hummerteiner er markert som blå punkter.





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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway